



# ESTRATÉGIAS PARA A MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ARDILA

---

*Anabela Cândida Ramalho Durão*

Tese apresentada à Universidade de Évora  
para obtenção do Grau de Doutor em Ciências da Engenharia do Território e Ambiente

ORIENTADORA: Prof. Doutora *Maria Manuela Queiroz Martins Mantero Morais*

ÉVORA, JUNHO 2013







---

**Contactos:**

Universidade de Évora  
**Instituto de Investigação e Formação Avançada - IIFA**  
Palácio do Vimioso | Largo Marquês de Marialva, Apart. 94  
7002-554 Évora | Portugal  
Tel: (+351) 266 706 581  
Fax: (+351) 266 744 677  
email: [iifa@uevora.pt](mailto:iifa@uevora.pt)



*Em memória do meu Pai*  
*(9 Outubro 1931 - 14 Junho 2012)*



## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar quero agradecer à Professora Doutora Maria Manuela Morais orientadora científica deste trabalho, pelo seu apoio e disponibilidade desde a intenção da realização desta tese até à sua finalização, pela transmissão de conhecimentos, pelas reflexões críticas, pelo incentivo e ainda pela amizade demonstrada.

Ao Professor Ramiro Neves do Instituto Superior Técnico, por ter viabilizado a minha formação de SWAT, sem a qual não teria sido possível a realização do presente trabalho. Aos meus formadores de SWAT Pedro Chambel-Leitão e David Brito pela transmissão de conhecimentos do funcionamento do SWAT, acolhimento e paciência demonstrada ao longo do período da formação. Quero manifestar o meu muito obrigado ao David Brito, pelos seus ensinamentos, disponibilidade, revisão dos resultados, abdicando do seu tempo, pelas reflexões críticas e ainda pela amizade demonstrada.

Aos colegas do Laboratório de Água da Universidade de Évora em especial à Ana Pedro pela sua transmissão de conhecimentos em SPSS, CANOCO e PRIMER, pelas palavras de incentivo, ao António Serafim pela disponibilidade, apoio prestado e amizade demonstrada ao longo da realização do presente trabalho e à Joana Rosado, pelas palavras de incentivo.

Ao PROTEC - Programa de Apoio de Formação Avançada de docentes do Ensino Superior Politécnico, pelo apoio na redução de 50% da minha carga horária lectiva (2010/2011).

À EDIA, pela cedência de alguns dados fundamentais que permitiram numa fase inicial o diagnóstico da área em estudo e pela cedência de bibliografia específica. Em especial à Ana Ilhéu, pela sua amizade.

À Câmara Municipal de Moura pela cedência gratuita dos dados referentes às ETAR sem os quais não teria sido possível a realização de uma parte do trabalho apresentado.

Às entidades Espanholas Confederation Hidrográfica del Guadiana, AEMET, Sistemas de Informação Geológico Mineiro de Andaluzia, pela disponibilização da informação sempre que solicitado, sem os quais não teria sido possível efetuar a representação espacial das zonas protegidas e a validação do modelo.

A todos os que participaram e colaboraram no preenchimento dos inquéritos em especial às colegas Isabel Patanita e Isabel Baer e ainda à Ana Serrano e Joaquim Valério, pela sua

disponibilidade no preenchimento do pré-teste dos inquéritos, sem os quais não teria sido possível aferir as hiperligações do inquérito *online* aplicado.

Às minhas colegas do Ex Departamento de Ambiente da Escola Superior Agrária de Beja, pelas palavras de incentivo, nos momentos mais difíceis.

À minha mãe pelo seu amor e palavras sábias de incentivo, apesar da distância física que nos separa, esteve sempre presente.

À minha sobrinha Neila, pela sua amizade e ainda pelo apoio na revisão dos textos em inglês.

À minha mana Marília, minha grande amiga, pelas palavras de apoio, palavras de incentivo e de compreensão.

Ao Viegas Piteira, meu marido, pelo seu amor, pela sua compreensão, pelo apoio prestado a nível pessoal e profissional, e porque nos momentos mais difíceis me fez acreditar que era possível.

Ao Alexandre, meu querido filho, pela sua compreensão nos meus momentos de ausência, e, acima de tudo, por tudo o que significou este trabalho.

E para todos aqueles que de uma maneira ou de outra contribuíram para a realização do presente trabalho.

A todos o meu muito obrigado!

.



## RESUMO

Na legislação europeia a gestão da água é perspectivada à escala da Região Hidrográfica, bacia hidrográfica e da sub-bacia, permitindo uma visão alargada das pressões antropogénicas. Porém, a priorização e as ações de reabilitação fazem-se à escala da sub-bacia e do troço. Nesta tese estudou-se a bacia hidrográfica do Ardila, com vista à definição de um plano estratégico, com propostas de reabilitação para a melhoria da qualidade da água numa perspectiva transversal. Para o efeito, recorreu-se: 1) ao modelo SWAT, estimando o escoamento e cargas de nutrientes; 2) a inquérito sobre as perceções e participação dos atores sociais na gestão da bacia hidrográfica do rio Ardila; 3) a uma revisão das metodologias de reabilitação de linhas de água. Propõe-se a reabilitação de quatro troços da bacia do Ardila, prioritários em termos da carga de nutrientes. Dá-se assim, cumprimento à DQA (2015) numa perspectiva de sustentabilidade territorial (ambiental/social).

**Palavras-chave:** Bacia hidrográfica do rio Ardila; qualidade da água; modelo SWAT; poluição pontual e difusa; participação pública; reabilitação de linhas de água.



## ABSTRACT

# STRATEGIES FOR IMPROVING WATER QUALITY AT ARDILA WATERSHED

European legislation on water management is seen at a Hydrographic Region, watershed and sub-basin scale, allowing a wider view of the anthropogenic pressures. However, prioritization and rehabilitation actions are made on sub-basin and stretch scale. In this thesis it was studied the Ardila watershed to define a strategic plan with rehabilitation proposals for improvement of water quality using a transversal approach. For this purpose: 1) SWAT model was used to estimate discharges and nutrient loads; 2) a survey was performed to analyze stakeholder's perception and participation at the Ardila watershed management; 3) an overview of stream rehabilitation methodology was made. It is proposed to rehabilitate four priority sections in the Ardila watershed due to their localization and high nutrient loads, thus fulfilling the Water Framework Directive (2015) in an environmental and social sustainability perspective of the territory.

**Keywords:** Ardila river watershed; water quality; SWAT model; topic and diffuse pollution; public participation; stream rehabilitation.



## ABREVIATURA/ SÍMBOLOS

ABadajoz – “Ayuntamiento de Badajoz”.

ADENEX - “Asociación para la Defensa de la Naturaleza y los Recursos de Extremadura”.

ADL – “Área de Desarrollo Local”.

AEMET – “Agencia Estatal de Meteorología”.

AGRC – “Agricultural land- close-grown”, agricultura de sequeiro.

AGRR – “Agricultural land-row-crops”, agricultura de regadio.

ALFA\_BF – Alfa Base Flow; índice directo da recarga de caudal subterrâneo (caudal de retorno).

APA - Agência Portuguesa do Ambiente.

ARH Alentejo – Administração Regional Hidrográfica do Alentejo.

BH – Bacia Hidrográfica.

CBO<sub>5</sub> – Carência Bioquímica de Oxigénio.

CCDR Alentejo – Comissão de Coordenação da Região Alentejo.

CHGuadiana – Confederación Hidrográfica del Guadiana.

CM Barrancos – Câmara Municipal de Barrancos.

CM Moura – Câmara Municipal de Moura.

CN – Curva Número.

CQO – Carência Química de Oxigénio.

DQA – Directiva Quadro da Água.

EDIA – Empresa de Desenvolvimento das Infra-estruturas do Alqueva.

EFMA – Empreendimento de Fins Múltiplos do Alqueva.

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais.

FRSD – “Forest-decíduos”, floresta.

GW\_DELAY – "Groundwater Delay"; tempo que a água permanece no solo até atingir o aquífero não confinado.

GW\_REVAP – "Groundwater Revap"; é o coeficiente de água subterrânea que regula o movimento da água do aquífero raso para a zona sobrejacente não saturada.

HRU – Unidade de Resposta Hidrológica.

IA – Insituto da Água.

INAG – Instituto Nacional da Água

INE – Instituto Nacional de Estatística.

INES – “Instituto Nacional de Estadística” (Espanha).

ISA – Instituto Superior de Agronomia.

JF – Juntas de freguesia.

K – Factor de erosão do solo

LA – Lei da Água.

MAAMA – “Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente “

NKjeldahl – Azoto Kjeldhal.

NR/NS – Não respondeu/ não sabe.

NSE – Nach-Sutcliffe efficiency ou eficiência do modelo.

OAK – Carvalho.

ORCD – “Orchard”, pomar.

PCA – Análise em Componentes Principais.

p – Precipitação (no modelo SWAT a precipitação é identificada por PCP).

PDM – Plano Diretor Municipal

PEGA – Plano Específico de Gestão de Águas.

PET – Evapotranspiração Potencial

PGBH – Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica.

PGHI – Planos de Gestão Hidrográfica Integrado.

PGRH – Planos de Gestão de Região Hidrográfica.

PH – “Plan Hidrológico”.

PINE – Pinheiro.

PNA – Plano Nacional de Águas.

Ptotal – Fósforo Total.

$Q_{m \text{ observed}}$  – Caudal observado.

$Q_{m \text{ simulated}}$  – Caudal simulado.

$R^2$  – Coeficiente de correlação.

REN – Reserva Ecológica Nacional.

RH – Região Hidrográfica.

RH7 – Região Hidrográfica do Guadiana.

RNGE – “Range-grasses”, gramíneas.

SB – Sub-bacia.

SIC – Sítio de Interesse Comunitário.

SIGEO – Sistema de Información Geológico Minero de Extremadura.

SNIRH - Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos.

SST – Sólidos Suspensos Totais.

SWAT – Soil and Water Assessment Tool.

TEB – Técnicas de Engenharia Biofísica.

TP loading – Carga de Fósforo total.

UIDU – Industrial.

URHD – “Residencial-High-Density”, zona habitacional.

USDA – “United States Department of Agriculture”.

USLE\_K – Coeficiente de erodibilidade do solo.

VLE – Valor Limite de Emissão.

VO – Vala de Oxidação.

WFD – "Water Framework Directive" - Directiva Quadro da Água.

WQ – “Water quality”, qualidade da água.

WTR – “Water”, água.

WXGEN – “Weather Generator Model” gerador climático.

ZEPA- Zona de Protecção Especial para Aves.

ZPE – Zona de Protecção Especial.

ZS - Zonas Sensíveis.



## ÍNDICE GERAL

AGRADECIMENTOS .....	iv
RESUMO .....	vi
ABSTRACT .....	viii
ABREVIATURA/ SÍMBOLOS .....	x
ÍNDICE GERAL .....	xiv
ÍNDICE DE FIGURAS .....	xviii
ÍNDICE DE TABELAS .....	xxii
CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO .....	1
1.1 Considerações gerais .....	2
1.2 Objetivos .....	7
1.3 Organização do trabalho .....	8
1.4 Referências .....	9
CAPÍTULO 2. CARACTERIZAÇÃO E DIAGNÓSTICO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ÁRDILA. 11	
Sumário .....	12
2.1 Caracterização geral .....	13
2.1.1 Enquadramento legal .....	13
2.1.2 A bacia hidrográfica do rio Ardila .....	14
2.1.3 Zonas Protegidas .....	17
2.1.4 Características climáticas, geológicas e hidromorfológicas .....	22
2.1.5 Referências .....	25
2.2 Contribuição para a minimização de impactes negativos no rio Ardila .....	28
Resumo .....	28
2.2.1 Introdução .....	29
2.2.2 Área de estudo .....	31
2.2.3 Metodologia .....	31
2.2.3.1 Tratamento de dados .....	33
2.2.4 Resultados e discussão .....	33
2.2.5 Considerações finais .....	41
2.2.6 Referências .....	42

xiv

### CAPÍTULO 3. APLICAÇÃO DO MODELO SWAT PARA AVALIAÇÃO DA BACIA DO RIO ARDILA. 45

Sumário.....	46
3.1 Estimation of pollutant loads in Ardila watershed using the SWAT model .....	48
Abstract.....	48
3.1.1 Introduction.....	49
3.1.2 Methodology .....	50
3.1.3 Nutrients .....	56
3.1.4 Watershed delineation.....	57
3.1.5 Results and discussion.....	58
3.1.6 Conclusion .....	67
3.1.7 References .....	69
3.2 Influence of land use on nutrient transport using the SWAT model .....	71
Abstract.....	71
3.2.1 Introduction.....	72
3.2.2 Methodology .....	73
3.2.3 Results and discussion.....	78
3.2.4 Conclusion .....	80
3.2.5 References .....	81
3.3 Modeling discharge and water quality in a temporary river basin using SWAT model.....	82
Abstract.....	82
3.3.1 Introduction.....	82
3.3.2 Methodology .....	84
3.3.3 Results and discussion.....	90
3.3.4 Conclusions.....	96
3.3.5 References.....	97

### CAPÍTULO 4. PARTICIPAÇÃO DE ATORES SOCIAIS NA GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS.. 101

Sumário.....	102
Resumo .....	103
4.1. Introdução .....	104
4.2 Participação pública .....	105
4.3 Metodologia .....	108
4.3.1 Área de estudo.....	108
4.3.2 Amostragem .....	109

4.3.3	Elaboração do inquérito.....	110
4.3.4	Implementação do inquérito.....	111
4.4	Resultados e discussão.....	111
4.4.1	Caraterização dos inquiridos.....	111
4.4.2	Melhor utilidade e atividades no rio ou à volta do rio Ardila.....	112
4.4.3	Opinião dos inquiridos sobre a qualidade da água do rio.....	112
4.4.4	Protecção do rio e área envolvente.....	113
4.4.5	Usos do solo e comportamentos.....	115
4.4.6	Participação na discussão pública do plano de bacia hidrográfica do Guadiana.....	117
4.5	Conclusões e considerações finais.....	117
4.6	Referências.....	119
CAPÍTULO 5. ESTRATÉGIAS DE REABILITAÇÃO DE LINHAS DE ÁGUA.....		121
	Sumário.....	122
	Resumo.....	123
5.1	Introdução.....	124
5.2	Metodologia.....	125
5.3	Conceitos associados à reabilitação ambiental em rios.....	126
5.3.1	Restauração.....	126
5.3.2	Recuperação.....	128
5.3.3	Reabilitação.....	129
5.3.4	Outros termos.....	129
5.4	Planeamento da reabilitação.....	130
5.4.1	Objetivo da reabilitação.....	132
5.4.2	Dimensões da reabilitação.....	133
5.4.3	Avaliação das decisões de reabilitação: indicadores.....	136
5.5	Técnicas de reabilitação de rios.....	136
5.5.1	Galerias ripícolas.....	138
5.5.2	Estabilidade das margens dos rios.....	141
5.5.3	Zonas húmidas.....	142
5.5.4	Leito de canas flutuantes.....	143
5.5.5	Técnicas construtivas de Eco-engenharia.....	143
5.6	Exemplos de estudos e projetos de reabilitação em curso em Espanha e Portugal ...	148
5.7	Propostas de reabilitação para a Bacia hidrográfica do Ardila.....	154

5.8 Considerações finais .....	158
5.9 Referências .....	160
CAPÍTULO 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES .....	167
6. 1 Referências .....	175
APÊNDICE 1- ORGANIGRAMA DO QUESTIONÁRIO ONLINE - ARDILA.....	181

## ÍNDICE DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO

Fig. 1 Localização dos locais monitorizados e identificação dos locais críticos do sistema Alqueva-Pedrogão (adaptado de EDIA). .....	6
---	---

### CAPÍTULO 2. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ARDILA

#### 2.2 Caracterização da Bacia Hidrográfica

Fig. 1 Localização da bacia hidrográfica do rio Ardila e das sedes de concelhos que a integram. ....	15
Fig. 2 Delimitação dos concelhos no território português que integram a bacia hidrográfica do Ardila.....	16
Fig. 3 Localização da Reserva Ecológica Nacional (REN) na bacia hidrográfica do Ardila. ....	18
Fig. 4 Localização da Zona de Protecção Especial (ZPE) na bacia hidrográfica do Ardila.....	19
Fig. 5 Localização do Sítio de Interesse Comunitário (SIC) de nível europeu na bacia hidrográfica do Ardila.....	20
Fig. 6 Vegetação típica existente no vale do rio Ardila: a) Loendro ( <i>Nerium oleander</i> ), b) Tamujo ( <i>Securinega tinctoria</i> ); c) Freixo ( <i>Fraxinus angustifolia</i> ) d) Tamargueira ( <i>Tamarix</i> )(adaptado de Duarte & Moreira, 2009). ....	24
Fig. 7 Rio Ardila em Espanha (PH, 2009). ....	25

#### 2.4 Contribuição para a minimização de impactes negativos no rio Ardila

Fig. 1 Localização das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs) do concelho de Moura. ....	32
Fig. 2 Representação gráfica do tipo Box-and-Whisker para o pH (escala de Sørensen) (a) e para os Sólidos Suspensos Totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (b) nas ETAR estudadas, ordenadas em função da sua menor distância ao meio receptor ( $\text{mg L}^{-1}$ ). ....	35
Fig. 3 Representação gráfica do tipo Box-and-Wisker para a $\text{CBO}_5$ ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) (a) e a CQO ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) (b) nas ETAR estudadas, ordenadas em função da sua menor distância ao meio receptor. ....	36

Fig. 4 Representação gráfica do tipo Box-and-Wisker para o Fósforo Total ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) (a) e para o Azoto Kjeldahl ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) (b) nas ETARs estudadas, ordenadas em função da sua menor distância ao meio receptor. ....	37
Fig. 5 Rio Ardila em situação de eutrofização. ....	37
Fig. 6 Representação gráfica do tipo Box-and-Wisker para os Óleos e Gorduras ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nas ETARs estudadas, ordenadas em função da sua menor distância ao meio receptor. ....	38
Fig. 7 Representação gráfica da PCA para as duas primeiras componentes (72,9% da explicação) (a) Identificação das ETAR estudadas. (b) Identificação dos anos hidrológicos. ....	40

### CAPÍTULO 3. APLICAÇÃO DO MODELO SWAT PARA AVALIAÇÃO DA BACIA DO RIO ARDILA

#### 3.1 Estimation of pollutant loads in Ardila watershed using the SWAT model

Fig. 1 Location of the Ardila watershed, meteorology, water quality and flow gauges. ....	51
Fig. 2 Land use (a) and soil classification (b) at Ardila watershed. ....	53
Fig. 3 Ardila watershed delineation (32 sub-basin and 174 HRU). ....	58
Fig. 4 Comparison of the observed and the simulated flow in Ardila-Foz gauge. ....	59
Fig. 5 Simulated and observed annual nitrates loading ( $\text{ton N year}^{-1}$ ) for hydrologic years (1991-1999). ....	63
Fig. 6 Monthly evolution of simulated stream flow during the period (1991-1999). ....	63
Fig. 7 Simulated and observed nitrate concentration ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) during the hydrologic years (1991-1999). ....	64
Fig. 8 Simulated and observed annual phosphate loading ( $\text{ton P year}^{-1}$ ) during the hydrologic years (1991-1999). ....	65
Fig. 9 Simulated and observed dissolved phosphorous concentration ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) during the period (1991-1999). ....	65
Fig. 10 Average annual loads of nutrients at sub-basin outlets along the longitudinal Ardila river. ....	67

#### 3.2 Influence of land use on nutrient transport using the SWAT model

Fig. 1 Location of Ardila Watershed. ....	73
Fig. 2 Location of 32 sub-basin (SB) at Ardila watershed, SB 18 and SB 19 selected for scenario 2. ....	74
Fig. 3 Soil classification at Ardila watershed. ....	74
Fig. 4 Land use at Ardila watershed. ....	75

Fig. 5 Movement and transformation of various forms of (a) nitrogen and (b) phosphorus within the watershed simulated by SWAT (adapted from Neitsch et al., 2005). .....	76
Fig. 6 Average annual Nitrogen loading simulated for: (a) scenario 1; (b) scenario 2. ....	78
Fig. 7 Average annual phosphorus loading simulated for: (a) Scenario1 and (b) Scenario2.....	79

### 3.3 Modeling discharge and water quality in a temporary river basin using SWAT model

Fig. 1 Digital Elevation Model and 32 subbasin of Ardila Basin.....	87
Fig. 2 Location of the precipitation stations at Ardila basin. ....	88
Fig. 3 Annual evolution for precipitation and discharge at Ardila basin for scenario1.....	90
Fig. 4 Annual evolution for precipitation and discharge at Ardila basin for scenario2.....	90
Fig. 5 Comparison between observed and simulated annual water discharge for scenario1 and scenario2.....	91
Fig. 6 Location of weirs at (Spanish territory) Ardila basin. ....	92
Fig. 7 Observed and simulated discharges from 1 October 1997 to 31 October 1994.....	93
Fig. 8 Observed and simulated nitrate concentration occurred from 1991 to 2000. ....	94
Fig. 9 Observed and simulated total phosphorous concentration from 1991 to 2000. ....	94
Fig. 10 Observed and simulated nitrate load from 1991 to 2000.....	94
Fig. 11 Observed and simulated total phosphorous load from 1991 to 2000.....	95

## CAPÍTULO 4. PARTICIPAÇÃO DE ATORES SOCIAIS NA GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

Fig. 1 Bacia hidrográfica do Ardila. ....	109
Fig. 2 Opinião dos inquiridos sobre atividades que diminuem a qualidade da água do rio.....	113
Fig. 3 Resultados dos inquiridos relativamente à protecção do rio e área envolvente .....	114

## CAPÍTULO 5. ESTRATÉGIAS DE REABILITAÇÃO DE LINHAS DE ÁGUA

Fig. 1 Diferentes opções para melhorar ecossistemas degradados expresso em termos da característica funcional e estrutural do ecossistema (adaptado de Bradshaw, 2002).....	128
Fig. 2 Variabilidade natural em função da escala espacial e temporal (adaptado de Press <i>et al.</i> , 2003). ....	131
Fig. 3 Sistema rio.....	137
Fig. 4 Exemplo de técnicas construtivas: (a) faxina; (b) gabiões e rolo de caniço; (c) empacotamento de ramos; (d) cobertura em superfície (adaptado de Pereira, 2001). ....	145

Fig. 5 Exemplo de técnicas de enrocamento e plantação por torrões (adaptado de Pereira, 2001).	146
Fig. 6 Exemplo esquemático dos diferentes tipos de técnicas de reabilitação (adaptado de Pereira, 2001).	147
Fig. 7 Planta esquemática de barragem de correção torrencial a) feixe duplo de ramagem; b) feixe de ramagem e pedra (adaptado de TEB, 2006).	148
Fig. 8 Proposta dos troços prioritários a reabilitar a curto e médio prazo na bacia hidrográfica do Ardila.	154
Fig. 9 Área a estudar na bacia hidrográfica do Ardila onde se observou: a) sub-bacias com cargas elevadas de nutrientes; b) sub-bacias integradas no Sítio de Interesse Comunitário (SIC) de nível europeu.	157



## ÍNDICE DE TABELAS

### CAPÍTULO 2. CONTRIBUIÇÃO PARA A MINIMIZAÇÃO DE IMPACTES NEGATIVOS NO RIO ARDILA

Tabela 1 Caracterização das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), que descarregam os efluentes tratados no rio Ardila, ordenadas em função da sua menor distância ao rio. ....	34
--	----

### CAPÍTULO 3. APLICAÇÃO DO MODELO SWAT PARA AVALIAÇÃO DA BACIA DO RIO ARDILA

#### 3.1 Estimation of pollutant loads in Ardila watershed using the SWAT model

Table 1 Allowable ranges, initial and final values for calibrated variables .....	58
Table 2 Determination coefficient ( $R^2$ ) and Nash-Sutcliffe model efficiency (NSE) coefficient from 1949 to 1958 and from 1958 to 1959.....	60
Table 3 Correlation coefficient ( $R^2$ ) and Nash-Sutcliffe model efficiency (NSE) coefficient from 1959 to 1960 and from 1962 to 1972.....	61
Table 4 Correlation coefficient ( $R^2$ ) and Nash-Sutcliffe model efficiency (NSE) coefficient from 1977 to 1988 and from 1988 to 1993.....	61
Table 5 Correlation coefficient ( $R^2$ ) and Nash-Sutcliffe model efficiency (NSE) coefficient from 1994 to 2000. ....	61

#### 3.3 Modeling discharge and water quality in a temporary river basin using SWAT model

Table 1 Station localization and data input .....	87
Table 2 Range calibrated parameters proposed by literature and adopted value.....	89
Table 3 Correlation coefficient ( $R^2$ ) and Nash-Sutcliffe model efficiency (NSE) coefficient for: observed versus scenario 1; observed versus scenario 2. ....	92

### CAPÍTULO 5. ESTRATÉGIAS DE REABILITAÇÃO DE LINHAS DE ÁGUA

Tabela 1- Resumo de projetos de reabilitação de linhas de água, em curso em Espanha e Portugal. ....	151
--	-----



# Capítulo 1. Introdução

---



## Capítulo 1.

### ***1.1 Considerações gerais***

O desenvolvimento sustentável tornou-se um objetivo central da Humanidade desde o famoso Relatório Brundtland, apelido da então primeira-ministra norueguesa Gro Harlem Brundtland curiosamente intitulado “Our Common Future” (1987), passando pela Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, Rio de 1992 e pela recente Conferência das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento Sustentável, conhecida também como Rio+20, intitulada “O futuro que queremos” e realizada na cidade do Rio de Janeiro. Nesta conferência, foi reiterado o compromisso político com o desenvolvimento sustentável, reconhecendo-se a necessidade de integrar os diferentes aspetos, nomeadamente os económicos, sociais, ambientais, na perspetiva da participação pública. Este conceito de um desenvolvimento que procura satisfazer as necessidades atuais, sem comprometer as necessidades das gerações futuras, foi pela primeira vez integrado para os recursos hídricos nos igualmente famosos Princípios de Dublin nomeadamente naquele que mais diz respeito a este trabalho, o princípio de que a água doce é um recurso escasso, finito e muito vulnerável, indispensável à vida, ao desenvolvimento e ao ambiente. Hoje, a água doce tem que ser considerada para além das fronteiras nacionais e envolver não apenas os peritos mas todas as pessoas de um dado território, através da participação pública. Sendo também um recurso essencial para o desenvolvimento socioeconómico, a água deve ser encarada como um recurso natural estruturante e estratégico.

De acordo com os princípios mencionados na Diretiva Quadro da Água [DQA] da Comunidade Europeia, transposta para Portugal na Lei nº 58/2005 de 29 de Dezembro (Lei da Água [LA]), a abordagem das águas superficiais deve ser combinada (controlo das descargas e emissões em águas superficiais). Esta situação deve-se ao facto da água deixar de ser encarada numa perspetiva apenas antropocêntrica (i.e. água como recurso) passando a ser encarada numa perspetiva ecocêntrica (i.e. água como o suporte de vida dos ecossistemas). As contaminações físicas e químicas (pontuais ou difusas) e as alterações morfológicas estruturais (e.g. caudais, vegetação ripícola, geomorfologia) refletem-se nas comunidades biológicas. Assim, a compatibilização entre a qualidade ecológica e os usos da água, obriga ao estabelecimento de massas de água com objetivos precisos a que correspondem metas de qualidade específicas mais exigentes (i.e. zonas protegidas) ou

mais permissíveis (i.e. zonas de forte implantação humana). Estas metas são definidas com o objetivo global dessas massas de água atingirem o bom estado (i.e estado/potencial ecológico e estado químico). De acordo com a DQA, o bom estado deverá ser atingido em 2015, pelo que deverão ser implementadas medidas específicas, a fim de reduzir gradualmente as descargas.

A alteração da qualidade da água em ecossistemas aquáticos resulta de fatores naturais e antropogénicos (i.e. poluição pontual e poluição difusa), que ocorrem na bacia hidrográfica. As características naturais da bacia hidrográfica, fazem com que esta seja a unidade de gestão das atividades de uso do solo e de conservação dos recursos naturais. As consequências das atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica refletem-se nos recursos hídricos, sendo, por isso, que a bacia hidrográfica é considerada a unidade ideal para a gestão integrada dos recursos naturais. Na maioria dos casos os limites da bacia hidrográfica não são coincidentes com os limites da divisão administrativa, o que é natural mas também constitui uma dificuldade acrescida em termos de gestão. Contudo, para a Ciência do Ambiente, a bacia hidrográfica contém o conceito de integração, daí a sua utilização e aplicação em estudos ambientais. Nos projetos de reabilitação de troços de rio degradados o conceito de integração (de informações físicas, biológicas, sociais e económicas) é fundamental.

O processo de ocupação humana nas bacias hidrográficas comporta atividades que implicam a modificação do uso e ocupação do solo, nomeadamente a transformação de florestas em áreas agrícolas e urbanas, a transformação de regiões áridas em áreas agrícolas, devido ao efeito da rega a criação de zonas industriais onde se concentram processos que resultam na emissão de gases e a transformação de grandes superfícies terrestres em albufeiras (Muller, 1996 *in* Baldissera, 2005). Por outro lado, a utilização de fertilizantes e fitossanitários na agricultura, conduz ao aumento do transporte de nutrientes móveis, como o azoto, o potássio e o fósforo causando problemas significativos de eutrofização dos ecossistemas aquáticos. Alstöm e Åkerman (1991 *in* Vought *et al.*, 1995) referiram que a relação entre o aumento de fertilizantes na agricultura e o aumento da concentração de azoto nos cursos de água sugere que se as práticas agrícolas fossem modificadas, a contaminação da água seria minorada. Contudo, a utilização crescente de fertilizantes na agricultura para além de modificar significativamente os usos do solo, contribui para a alteração das características das paisagens. Essa alteração afeta a interface

terra-água e a heterogeneidade natural o que contribui para o aumento da erosão e consequente arrastamento de sólidos e nutrientes para as massas de água. Assim sendo, em programas de recuperação a alteração das práticas agrícolas, por si só, não resolve os problemas relacionados com o excesso de entrada de nutrientes nas massas de água (superficiais ou subterrâneas) e a subsequente eutrofização (Vought *et al.*, 1995).

Os nutrientes com maior impacto no processo de eutrofização são o azoto e o fósforo, os quais, quando presentes nas águas superficiais em situação de temperaturas elevadas (como as que se verificam no verão na região alentejana) promovem o desenvolvimento excessivo de algas. A eutrofização dos cursos de água e das albufeiras situadas a jusante pode ser fortemente acelerada pela atividade humana exercida nas bacias hidrográficas, conduzindo a situações de rutura e à inadaptação dos cursos de água aos usos a que estavam destinados. A utilização da água para recreio e lazer poderá ficar fortemente condicionada com o aparecimento excessivo de organismos indesejáveis, como é o caso de espécies de cianobactérias que potencialmente produzem toxinas com riscos para a saúde pública.

As alterações morfológicas nos rios originadas pela intervenção humana, nomeadamente, a destruição das galerias ripícolas, promovem o aumento da turvação e da carga de nutrientes nas massas de água. Por sua vez, tal influencia o desenvolvimento de plantas exóticas (como é o caso do jacinto de água - *Eichhornia crassipes*). O desenvolvimento acentuado destas plantas reduz significativamente os níveis de oxigénio dissolvido, um dos parâmetros essenciais para a diversificação da fauna aquática (Perna & Burrows, 2005). A vegetação ripícola ao longo do rio para além de promover a estabilização da margem do rio, melhora o habitat dos organismos aquáticos, tal como sejam dos peixes e dos macroinvertebrados bentónicos (Vough *et al.*, 1995; Haycock & Muscutt, 1995) e ajuda a proteger o meio aquático da entrada de materiais alóctones ao sistema (e.g. Osborne & Kovacic, 1993; Castelle *et al.*, 1994 in Paine & Ribic, 2002; Tahvanainen *et al.*, 2002; Lin *et al.*, 2002; Prince & Lovett, 2002a; Prince & Lovett, 2002b).

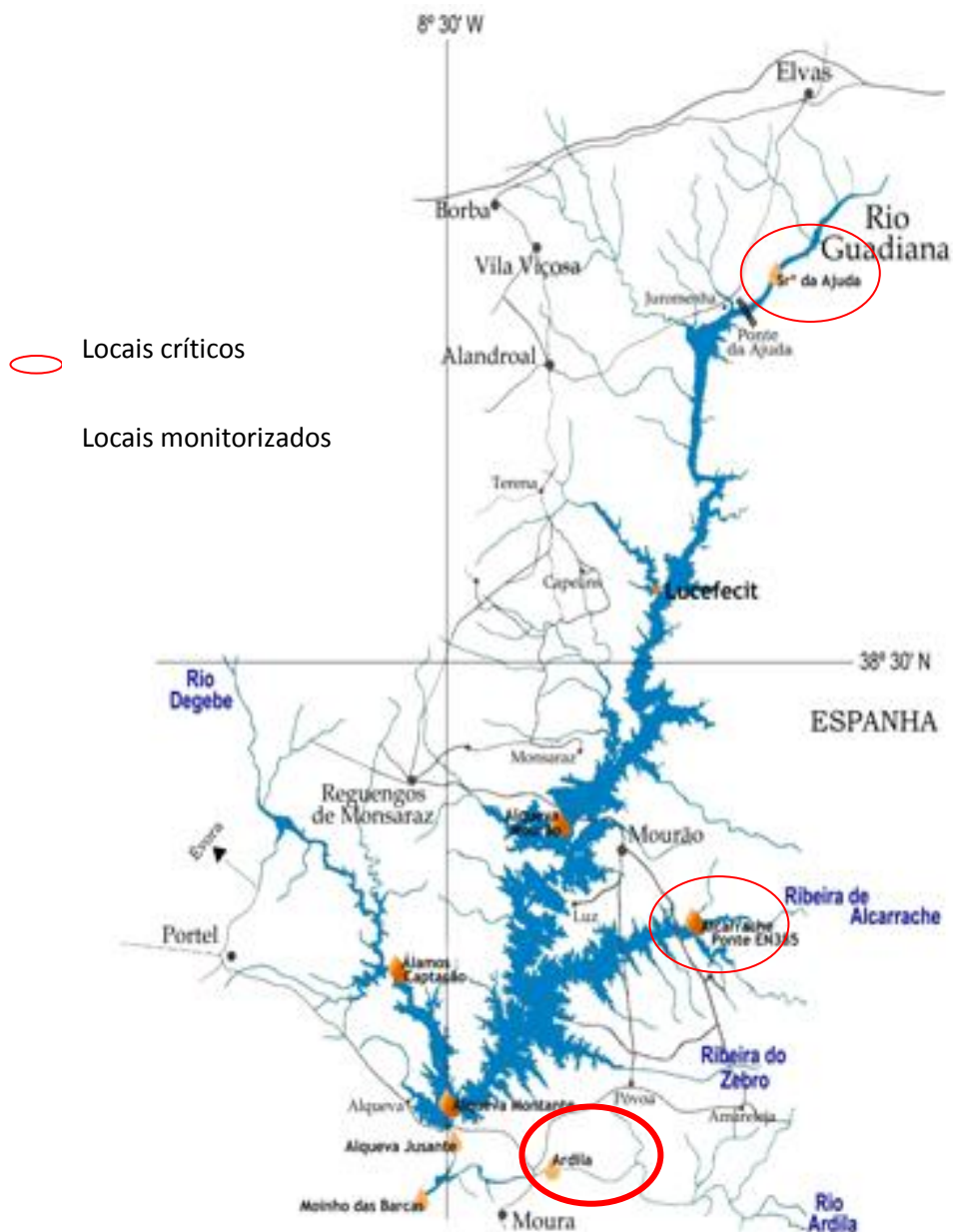
A construção de aproveitamentos hidráulicos origina alterações morfológicas substanciais nos rios, com repercussões no funcionamento dos ecossistemas aquáticos. A fraca disponibilidade hídrica característica das regiões de clima mediterrânico contribui também para a vulnerabilidade daqueles ecossistemas que desenvolvem uma acentuada estratificação térmica da água nos meses mais quentes.

O Empreendimento de Fins Múltiplos do Alqueva [EFMA] é constituído por um sistema de duas barragens (a barragem do Alqueva considerado o maior lago artificial da Europa e a barragem do Pedrogão, situada imediatamente a jusante) e por um sistema de rega que se desenvolve a partir das albufeiras criadas (SEIA, 1995). A sua área de influência encontra-se em duas grandes bacias hidrográficas, a bacia do rio Guadiana e a bacia do rio Sado. A barragem do Alqueva entrou em funcionamento em 2002 e a do Pedrogão em 2005. Esta última constitui um contra-embalse da barragem do Alqueva e recebe o afluente do rio Guadiana e do rio Ardila (EDIA, 2012). Um dos objetivos dos EFMA é promover a qualidade da água nas respectivas albufeiras, para tal é importante reduzir a poluição afluente aos tributários do rio Guadiana, ou seja, melhorar a qualidade da água nas sub-bacias que integram a bacia hidrográfica do Guadiana. O rio Guadiana é caracterizado por apresentar caudais reduzidos de regime sazonal, o que tem dado origem a contaminações orgânicas e morte da fauna aquática, no início da época das chuvas. As escorrências das bacias de drenagem, com lixiviação dos terrenos marginais e arrastamento de sedimentos de fundo do leito, podem conduzir à entrada de poluentes nos sistemas (INAG, 1996 *in* PROCESL, 2003). Os principais afluentes do rio Guadiana são na margem direita: o rio Xévorá; o rio Caia; a ribeira Luceférit; o rio Degebe; a ribeira de Odearça; o rio Cobres; a ribeira de Oeiras; a ribeira de Carreiras; a ribeira do Vascão; e a ribeira de Odeleite. Na margem esquerda, destacam-se: o rio Chança; o rio Ardila; e a ribeira do Enxoé.

Perante a existência de estudos de monitorização da qualidade da água no rio Guadiana e dos seus afluentes, realizados antes e depois da construção da Barragem do Alqueva, surgiu a necessidade de se quantificar as afluências críticas ao sistema Alqueva-Pedrogão, de forma a propor ações e medidas estratégicas para a redução gradual das descargas com a finalidade de melhorar a qualidade da água afluente no sistema Alqueva-Pedrogão.

Deste modo, previamente foi analisada a base de dados relativa à evolução da qualidade da água no Sistema Alqueva-Pedrogão, obtida através do programa de monitorização promovido pela Empresa de Desenvolvimento e Infra-estruturas do Alqueva [EDIA] e efetuado, durante o período de Março de 2003 a Março de 2005, em diferentes locais: (1) Sr.<sup>a</sup> da Ajuda; (2) Rio Alcarrache – EN385; (3) Ardila-Confluência; (4) Moinho das Barcas; (5) Barragem do Alqueva jusante; (6) Barragem do Alqueva-montante; (7) Álamos-captação e (8) Albufeira Alqueva-Mourão (Fig. 1). A análise efectuada, permitiu

identificar três locais críticos, nomeadamente: Sr<sup>a</sup>. da Ajuda, Rio Alcarrache – EN385 e Ardila – Confluência.



**Fig. 1 Localização dos locais monitorizados e identificação dos locais críticos do sistema Alqueva-Pedrogão (adaptado de EDIA).**

No local Sr<sup>a</sup> da Ajuda foi identificada uma degradação geral da qualidade da água ao longo do ano, com concentrações muito elevadas de nutrientes e de matéria orgânica, contaminações microbiológicas e densidades fitopláticas. No local Rio Alcarrache – EN385, foram identificados estirpes tóxicas de cianobactérias. No local Ardila-Confluência foram identificadas estirpes tóxicas de cianobactérias e concentrações



microbiológicas elevadas, sobretudo durante o período húmido (Novembro a Abril) e detectaram-se concentrações elevadas de Carência Bioquímica de Oxigénio ao quinto dia (CBO<sub>5</sub>) e de Oxidabilidade.

Tendo por base estes resultados e a dimensão e importância das bacias associadas em termos de contaminação para o sistema Alqueva-Pedrogão, no presente trabalho foi selecionada, como caso de estudo, a sub-bacia do rio Ardila (inferior à bacia do rio Guadiana e com maior contaminação que a bacia do rio Alcarrache).

O rio Ardila dispõe de uma captação de água superficial destinada à produção de água para consumo humano, sendo, necessário que, para além dos requisitos ambientais se cumpram os critérios estabelecidos em legislação para este uso.

A minimização dos impactes negativos das descargas difusas e pontuais pode ser efetuada com o auxílio de um plano de intervenção. Para o efeito é necessário avaliar os fenómenos que ocorrem na bacia hidrográfica. Neste contexto, a modelação matemática constitui um instrumento de caracterização e avaliação que permite extrapolar resultados aplicáveis a outras situações. Complementarmente, após análise dos problemas é fundamental estabelecer ações e implementar medidas para controlar a entrada de nutrientes nas massas de água, utilizando técnicas já aplicadas com sucesso noutros países (e.g. Austrália, Canadá, Estados Unidos). Refiram-se, nomeadamente, as barreiras de proteção constituídas por vegetação ripícola, que podem ser utilizadas de forma estratégica para reduzir o impacto da poluição difusa no ecossistema aquático e promover a recuperação de troços de água.

### **1.2 Objetivos**

O objetivo geral deste trabalho é contribuir com propostas de medidas estratégicas que visem a melhoria da qualidade da água na bacia hidrográfica do Ardila e, consequentemente, no sistema Alqueva-Pedrogão.

Para atingir o objetivo geral, definiram-se os seguintes objetivos específicos:

- Identificar os pontos críticos no sistema Alqueva-Pedrogão;
- Identificar a poluição gerada na bacia hidrográfica do Ardila;
- Estimar o escoamento e as cargas geradas na bacia hidrográfica do Ardila;

- Estudar as percepções dos atores sociais e a sua participação na gestão da bacia hidrográfica;
- Propor medidas de proteção para evitar a deterioração e/ou promover a reabilitação de massas de água numa perspetiva de gestão integrada, contribuindo assim, com propostas para alcançar o bom estado das massas de água até 2015, indo ao encontro da DQA e da legislação nacional em vigor.

Numa primeira fase identificaram-se os pontos críticos do sistema Alqueva-Pedrogão e caracterizaram-se as fontes de poluição urbana pontuais do concelho de Moura, que afluem ao rio Ardila. Numa segunda fase avaliaram-se os fenómenos (e.g escoamento e cargas) que ocorrem na bacia hidrográfica com recurso à modelação, tendo-se utilizado para o efeito o modelo Soil and Water Assessment Tool [SWAT]. Posteriormente, efetuaram-se inquéritos para compreender as percepções e opiniões dos atores sociais relativamente: às atividades desenvolvidas; às alterações e usos do solo decorrentes da construção do EFMA; e à importância de existência de medidas de proteção do Ambiente. Finalmente, apresentam-se metodologias de recuperação de rios mediterrânicos e propostas para uma gestão sustentável da bacia do Ardila.

### ***1.3 Organização do trabalho***

A presente tese foi organizada em 6 capítulos, sob a forma de artigos, onde se indica no início de cada capítulo, os artigos já publicados e submetidos a revistas nacionais e internacionais de especialidade e um sumário com as principais questões abordadas. O conteúdo e a estrutura do artigo mantêm-se na sua essência, tendo sido mantida a língua nos quais foram escritos. Assim, esta tese foi escrita na língua portuguesa com exceção do capítulo 3 (língua inglesa). No final de cada capítulo ou sub-capítulo apresentam-se as referências bibliográficas utilizadas. Assim, no:

**Capítulo 1.** Expõe-se a pertinência do trabalho, os objetivos gerais e específicos e a forma como o trabalho foi organizado.

**Capítulo 2.** Caracteriza-se a área em estudo; identificam-se as fontes de poluição urbana pontuais que ocorrem apenas no concelho de Moura; estima-se a carga efluente das Estações de Tratamento de Águas Residuais [ETAR], avaliam-se os padrões de variação

espacial e temporal com recurso a Análise em Componentes Principais [PCA] e apresentam-se representações gráficas de “Box-and-Whisker”.

**Capítulo 3.** Explica-se o funcionamento do modelo SWAT, delimita-se a bacia hidrográfica do Ardila; estima-se e valida-se o escoamento e as cargas orgânicas geradas na bacia hidrográfica com recurso ao modelo SWAT; avalia-se a contribuição das cargas orgânicas geradas no território Espanhol e Português; avalia-se a influência do uso do solo no transporte de nutrientes, com a simulação de dois cenários de alteração do uso de solo: cenário 1- com a ocupação do uso do solo da carta Corine; cenário 2- alterações do uso do solo na sub-bacia [SB] 18 e SB19.

**Capítulo 4.** Apresenta-se uma reflexão sobre a participação pública e sobre o envolvimento dos atores sociais na gestão das bacias hidrográficas. Incluem-se os resultados do inquérito *online* realizado a diferentes grupos de atores sociais no território português da bacia hidrográfica do Ardila, nomeadamente nos concelhos de Moura e de Barrancos.

**Capítulo 5.** Apresenta-se uma síntese sobre a reabilitação de rios degradados, referindo-se os conceitos base das diferentes terminologias utilizadas na bibliografia de especialidade. Apresentam-se e discutem-se os métodos utilizados na reabilitação de rios degradados, em diferentes partes do mundo, especificamente na Península Ibérica. Referem-se alguns projetos em curso de reabilitação em Espanha e Portugal no âmbito da implementação da DQA e respectivas legislações nacionais. Apresentam-se algumas técnicas de Ecoengenharia e recomendam-se algumas estratégias de reabilitação para a bacia hidrográfica do Ardila, numa perspetiva de reabilitação global, integrada e participada.

**Capítulo 6.** Apresentam-se as conclusões e considerações finais, sugerindo-se possíveis linhas de investigação futuras no seguimento do trabalho realizado.

## 1.4 Referências

Baldissera, G. (2005) Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do rio Cuiabá/mt. Dissertação de Mestrado em Física e Meio Ambiente, apresentada na Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000 - Estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, 22 de Dezembro de 2000.

Empresa de Desenvolvimento e Infra-estruturas do Alqueva, S.A. 2012. Bacia do Guadiana. Recuperado em 14 Agosto, 2012 de <http://www.edia.pt/edia/index.php/caracterizacao-hidrografica/bacia-do-guadiana>.

Haycock, N. & Muscutt, A. (1995) Landscape management strategy for the control of diffuse pollution. *Landscape and Urban Planning*, **31**, 313-321.

Lei nº 58/2005 de 29 de Dezembro - Aprova a lei da água, transpõe para a ordem Jurídica Nacional a Directiva nº 2000/60/CE. Diário da República 249/2005. I Série-A. Assembleia da República. Lisboa.

Lin, C., Chou, W. & Lin, W. (2002) Modeling the width and placement of riparian vegetated buffer strips: a case study on the Chi-Jia-Wang stream, Taiwan. *Environmental Management*, **66**, 269-280.

Morais, M.M., Pinto, P., Saúde, A.C., Caeiro, J. & Pinto, V. (2003) Qualidade ecológica de águas interiores superficiais. Anais da Universidade de Évora, **10**(11), 55-102.

Paine, L.K. & Ribic, C.A. (2002) Comparison of riparian plant communities under four land management systems in southwestern Wisconsin. *Agriculture Ecosystems and Environmental*, **92**, 93-105.

Perna, C. & Burrows, D. (2005) Improved dissolved oxygen status following removal of exotic weed in important fish habitat lagoons of the tropical Burdekin River floodplain, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, **51**, 138-148.

Prince, P. & Lovett, S. (2002a) Improving water quality, Fact Sheet 3, Land & Water Australia, Canberra. Retrieved September 11, 2006 from <http://www.rivers.gov.au/publicat/factsheets.htm>.

Prince, P. & Lovett, S. (2002b) Managing riparian land, Fact Sheet 1, Land & Water Australia, Canberra. Retrieved September 11, 2006 from <http://www.rivers.gov.au/publicat/factsheets.htm>.

PROCESL, 2003. Estudo da situação das fontes de poluição urbana na bacia hidrográfica da Barragem de Pedrógão. Relatório base. Engenharia Hidráulica e Ambiental, Lda. Algés.

PROCESL, 2005. Estudo da situação das fontes de poluição industrial na bacia hidrográfica da Barragem de Pedrógão. Relatório Final. Engenharia Hidráulica e Ambiental, Lda. Algés.

Sociedade de Engenharia e Inovação Ambiental, S. A. (1995) Estudo Integrado de Impacte Ambiental do Empreendimento do Alqueva. Qualidade da água, caudal ecológico, comunidades dulçaquícolas, bilharziose. V volume. SEIA

Tahvanainen, L., Ihalainen, M., Hietala-Koivu, R., Kolehmainen, O., Tyväinen, L., Nousiainen, I. & Helenius, J. (2002) Measures of the agri-environmental protection scheme (GAEPS) and their impacts on the visual acceptability of Finnish agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, **66**, 213-327.

Vought, L.B-M., Pinay, G., Fuglsang, A. & Ruffinoni, C. (1995) Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, **31**, 323-331.

## Capítulo 2. Caracterização e diagnóstico da bacia hidrográfica do rio Ardila

---



## ***Sumário***

A valorização dos recursos hídricos requer a articulação entre os aspetos quantitativos, qualitativos e de ordenamento do território, por isso, existem documentos legais de suporte que abrangem diversas preocupações relacionadas com a gestão das bacias hidrográficas e o uso sustentável dos recursos. Para ter uma visão global das características da bacia hidrográfica do Ardila, das áreas protegidas e dos principais problemas que ocorrem em território português, este capítulo é baseado em dois itens. No primeiro item 2.1 sumariza-se o enquadramento legal em vigor, relativo à proteção da água, efetua-se uma breve caracterização geral e territorial da bacia hidrográfica do Ardila e identificam-se e caracterizam-se as áreas protegidas inseridas na área em estudo. No segundo item 2.2 identificam-se as fontes de poluição urbana que ocorrem no concelho de Moura e é baseado no artigo apresentado em forma de Poster na 3ª Conferência Nacional de Avaliação de Impactes (CNAI'08), 22 a 24 de Outubro de 2008, Beja.

# Capítulo 2

## ***2.1 Caracterização geral***

### ***2.1.1 Enquadramento legal***

A Diretiva nº 2000/60/CE de 23 de Outubro (Diretiva Quadro da Água) [DQA] entrou em vigor em Dezembro de 2000 e foi transposta para a legislação nacional através da Lei 58/2005 de 29 de Dezembro, (Lei da Água [LA]). Esta Diretiva estabelece as bases para a gestão sustentável da água numa perspetiva integrada. Estabelece também os seguintes objetivos: evitar a degradação; proteger e melhorar o estado dos ecossistemas (aquáticos e terrestres); promover o consumo de água sustentável; melhorar o ambiente aquático através de medidas específicas para a redução gradual das descargas, emissões e perdas de substâncias prioritárias; redução gradual da poluição das águas subterrâneas; contribuir para a mitigação dos efeitos de inundações e secas de modo a contribuir para o fornecimento de água em quantidade suficiente e de boa qualidade para uma utilização, sustentável, equilibrada e equitativa.

A LA estabelece a Região Hidrográfica [RH], como sendo a unidade principal de planeamento das águas e prevê a existência de três planos: Plano Nacional de Águas [PNA], Plano de Gestão de Bacia Hidrográfica [PGBH] e os Planos Específicos de Gestão das Águas [PEGA]. Estes últimos são complementares aos PGBH e podem ser de âmbito territorial, podendo abranger uma sub-bacia ou área geográfica específica, nos quais se indicam medidas de proteção e de valorização dos recursos hídricos.

O Decreto-lei 77/2006 de 30 de Março, apresenta as especificações técnicas para a caracterização das águas das RH e para os programas de monitorização. Estabelece a categoria das águas subterrâneas e superficiais. Relativamente às águas superficiais podem ser classificadas como: rios, lagos, águas de transição ou costeiras, ou massa de água artificial ou massa de água fortemente modificada. Estas categorias são diferenciadas por tipos, pelo “sistema A” ou “sistema B”. Para a categoria rios, o sistema A contempla os seguintes descritores: ecorregiões, dimensão baseada na área de drenagem e geologia, enquanto o sistema B, comporta fatores físico-químicos que determinam as características do rio ou troço do rio, fatores obrigatórios (altitude, latitude, longitude, geologia e dimensão) e fatores facultativos (distância da nascente, energia de escoamento, largura, profundidade e declive médio de escoamento, configuração do leito principal do rio,

categoria do caudal fluvial, forma do vale transporte sólido, capacidade de neutralização dos ácidos, composição média dos substrato, cloretos, amplitude térmica do ar, temperatura, média do ar e precipitação. Em Portugal a tipologia para a categoria rios foi definida pela aplicação do sistema B, por terem considerado que o sistema A não traduziria a heterogeneidade ecológica existente (INAG, 2008).

Por definição, a massa de água corresponde à subunidade da RH onde são definidos objetivos ambientais e estão associados a um único estado (INAG, 2010).

Ao abrigo do Decreto-lei 77/2006 de 30 de Março a bacia hidrográfica do Ardila insere-se na ecorregião Mediterrânica. A massa de água superficial da bacia do Ardila pertence à categoria Rios do Sul.

Os PGBH são instrumentos de planeamento das águas e de gestão de âmbito territorial e estão sujeitos a avaliação ambiental e a participação pública. A caracterização territorial inclui o enquadramento geográfico e administrativo e a delimitação do domínio hídrico. O conteúdo dos PGBH é definido na Portaria 1284/2009 de 19 de Outubro. O horizonte do planeamento dos PGBH de curto, médio e longo prazo é de seis anos (2015), doze anos (2021) e de dezoito anos (2027) respectivamente, ou seja, os planos são estruturados em ciclos de 6 anos. Cada ciclo engloba as seguintes fases: caracterização de RH; calendarização de programa de trabalhos; principais problemas de gestão da RH; proposta de PGBH e publicação de PGBH. O primeiro ciclo está concluído com os contributos da participação pública (APA, 2012).

O Plano de Gestão Hidrográfica Integrada [PGHI] na Bacia do Guadiana foi determinado pelo Despacho 18428/2009 de 10 de Agosto e tem como objetivo a proteção, valorização ambiental, social e económica das águas, encontrando-se actualmente publicado.

Tendo em consideração o enquadramento legal em vigor no presente trabalho, procurou-se efetuar uma abordagem direcionada para a sustentabilidade ambiental e social, contribuindo sem grandes pretensões com medidas de proteção específica para a área geográfica da Bacia Hidrográfica do Ardila no território Português.

### ***2.1.2 A bacia hidrográfica do rio Ardila***

O rio Ardila nasce na serra da Tentudía (em Espanha), ao sul de Calera de León e atravessa os municípios de Calera, Cabeza la Vaca, Segura de León, Valencia del Ventoso, Valverde de Burguillos, Fregenal de la Sierra, Oliva de la Frontera e Valencia del Mombuey



(CHGuadiana, 2008) (Fig. 1). Em território português o rio Ardila delimita o norte do concelho de Barrancos e atravessa o concelho de Moura, desaguando no rio Guadiana.

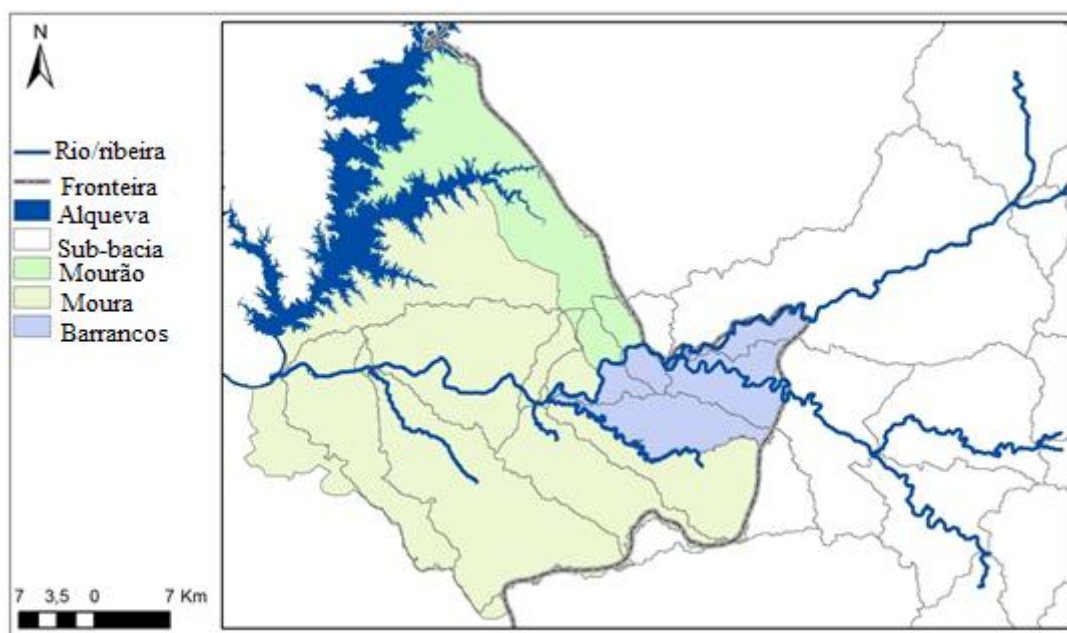
O afluente principal no território espanhol é o arroio Benferre e no território português a ribeira do Murtega (CHGuadiana, 2008). Os tributários no território espanhol na margem esquerda são: Pedruégano; La Parrilla e Sillo, e na margem direita são: Bodión; San Lázaro; Brovales e La Albuera (ADENEX, 2003). Constituem tributários do rio Ardila no território português, as ribeiras de Torrejais, Brenhas, Toutalga (cujo afluente é a ribeira de S. Pedro), barranco do Vale de Vinagre, ribeira de Safareja (cujo afluente é a ribeira Santo Aleixo) e a ribeira do Murtigão (CM Moura, 2008).

A bacia hidrográfica do Ardila é transfronteiriça, ocupa uma área com cerca de 3711 km<sup>2</sup>, engloba onze (11) sedes municipais e desenvolve-se maioritariamente em território espanhol (78% do total da área), como se observa na Fig.1.



**Fig. 1 Localização da bacia hidrográfica do rio Ardila e das sedes de concelhos que a integram.**

Em território português, a bacia hidrográfica do Ardila ocupa uma área com cerca de 820 km<sup>2</sup> e integra parcialmente os concelhos de Moura e de Mourão e a totalidade do concelho de Barrancos. A ocupação parcial corresponde a 77% do total da área do concelho de Moura e apenas a 11% da área total do concelho de Mourão, ou seja, cerca de 33% da área da freguesia de Granja (Fig. 2).



**Fig. 2 Delimitação dos concelhos no território português que integram a bacia hidrográfica do Ardila.**

O concelho de Moura caracteriza-se por forte ocupação agrícola e florestal com predominância para as culturas de sequeiro, do olival e dos montados de azinho. A diversidade da paisagem é resultante da coexistência entre o uso tradicional, principalmente montado de azinho e sobro, cultivos de sequeiro (cereais e olival) e sistema agrícola do olival e culturas arvenses e ainda agro-silvo-pastoris (CM Moura, 2008).

O concelho de Barrancos dispõe de agropecuária ligada à olivicultura e criação de gado. Embora, o rio Ardila não tenha uma relação direta com as funções urbanas da vila de Barrancos, sofre influências indiretas das pressões exercidas na ribeira de Murtega, cuja qualidade da água é frequentemente baixa, resultante de efluentes de matadouros e unidades de enchidos de porco preto, localizadas em Espanha (CM Barrancos, 2011).

O concelho de Mourão apresenta características biofísicas que potenciam a ocorrência de espécies vegetais e animais, pelo que, se integra na área prioritária para a conservação do Lince-Ibérico (MOT, 2010) e coelho-bravo, na Zona de Proteção Especial [ZPE] Moura-Mourão-Barrancos (Fig. 4). Neste concelho, a agricultura apresenta maior expressividade comparativamente com a pecuária. Na freguesia de Granja destacam-se povoamentos abundantes de azinheiras (TTerra, 2010).

Em termos de população, na área da bacia hidrográfica do Ardila, a população total residente aproximada é de 16300 habitantes em território português (INE, 2011) e de cerca

de 27000 habitantes em território espanhol (INES, 2012), perfazendo um total de 43300 habitantes.

### ***2.1.3 Zonas Protegidas***

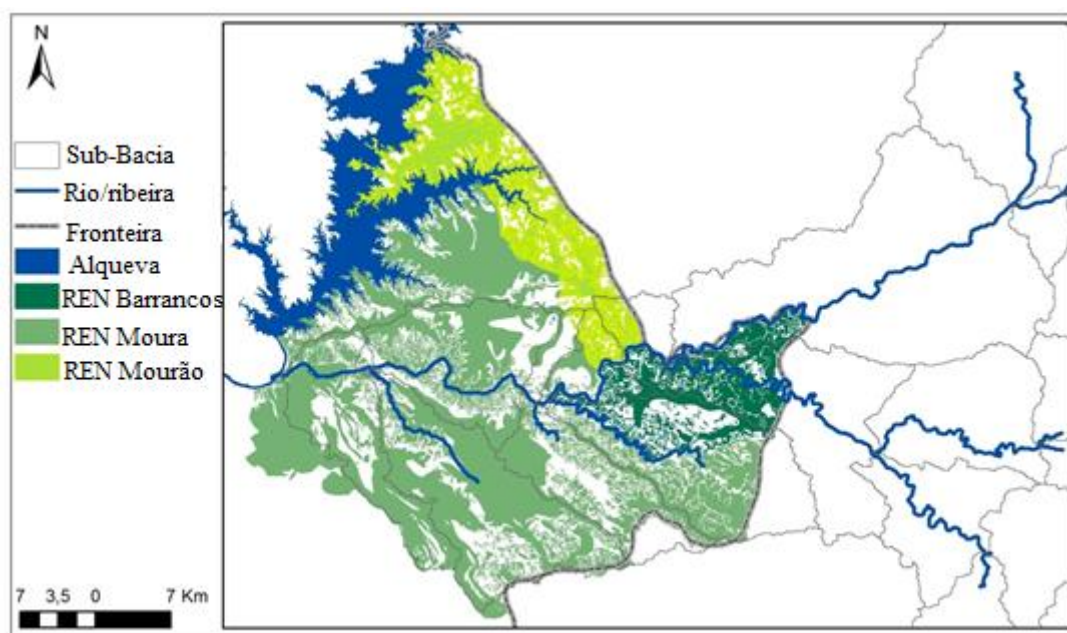
A Rede Natura 2000 é um conjunto de áreas que constituem a rede ecológica para a preservação de habitats naturais, da fauna e flora tendo em consideração as exigências económicas, sociais e culturais, criadas a nível Europeu a partir de uma listagem (IGEO, 2012). É constituída por Zonas Especiais de Proteção em que se pretende a conservação de habitats de grande valor ecológico, bem como a determinação de zonas de proteção específica (Sítios de Interesse Comunitário) relativos à conservação das aves selvagens.

A criação da Reserva Ecológica Nacional [REN] através do Decreto-Lei 321/83 de 5 de Julho, revogado pelo Decreto-Lei 93/90 de 19 de Março, tem contribuído para a proteção dos recursos naturais (água e solo), salvaguardando processos indispensáveis para a boa gestão do território e conservação da natureza e da biodiversidade. A REN é constituída por um conjunto de áreas que, pelo valor e sensibilidade ecológicas ou pela exposição e susceptibilidade perante riscos naturais, são objecto de proteção especial. O Decreto-Lei 166/2008 de 22 de Agosto, estabelece o novo regime jurídico da REN e clarifica as tipologias de áreas integradas na REN estabelecendo, critérios para a sua delimitação, prevendo que esta ocorra em dois níveis: nível estratégico (nacional e regional) e nível operativo (municipal). A REN tem como finalidade contribuir para a ocupação e uso sustentável do território: proteger os recursos naturais (água e solo) e salvaguardar o sistema e processos biofísicos associados ao litoral e ao ciclo hidrológico terrestre (que asseguram bens e serviços ambientais indispensáveis ao desenvolvimento das atividades humanas); prevenir e reduzir os efeitos da degradação da recarga dos aquíferos, dos riscos de inundação marítima, de cheias, de erosão hídrica do solo e contribuir para a utilização sustentável dos recursos hídricos em coerência com os instrumentos de planeamento e ordenamento e as medidas de proteção e valorização, nos termos do artigo 17º da Lei da Água.

A bacia hidrográfica do Ardila encontra-se parcialmente integrada, nas seguintes zonas de proteção: Rede Natura 2000; Reserva Ecológica Nacional [REN]; Zonas de Conservação da Natureza (CMMoura, 2009); Zona de Proteção Especial [ZPE] de Moura/Mourão/Barrancos (PTZPE0045) (Decreto-Lei 384-B/99 de 23 de Setembro, alterado pelo Decreto-Lei 141/2002 de 20 de Maio; Decreto-Lei 49/2005 de 24 de Fevereiro e ainda pelo Decreto-Lei 59/2008 de 27 de Maio); Zona de Protecção Especial

para as Aves [ZEPA] (ADL, 2007; ICNB *in* CMMoura, 2008); Sítios de Interesse para a Conservação de Moura/Barrancos (Resolução do Conselho de Ministros 142/97 de 28 de Agosto), classificado como Sítio de Importância Comunitário [SIC] Moura-Barrancos (PTCON0053).

Com base na cartografia digital extraída dos *sites* da Comissão de Coordenação da Região Alentejo [CCDR Alentejo], construiu-se a Fig 3, onde se apresenta a REN que incide na bacia hidrográfica do Ardila.



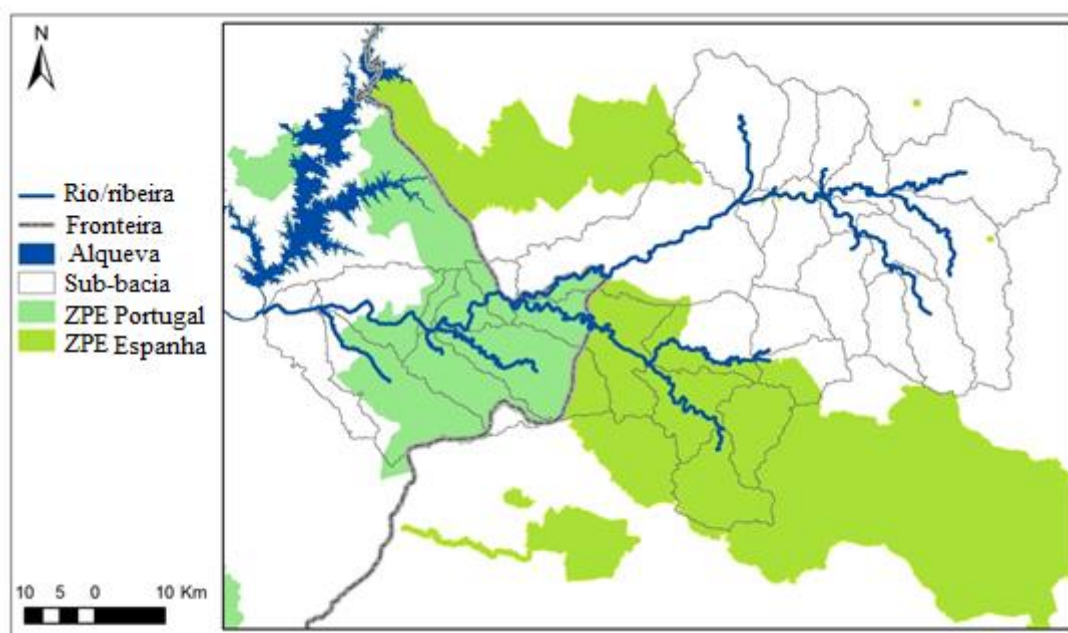
**Fig. 3 Localização da Reserva Ecológica Nacional (REN) na bacia hidrográfica do Ardila.**

A ZPE representa uma área muito importante para numerosas aves dependentes dos agrossistemas ibéricos de feição estepária, (como o corvo, callandra-real, cortiçol-de barriga preta, abetarda, entre outros) e diversas aves de rapina (CM Barrancos, 2011; PGBHIRH7, 2012) e mamíferos (morcego) (TTerra, 2010).

Com base no mapa de Rede Natura 2000 de Espanha (Extremadura: ES0000330 - Embalse de Valungo; ES4310004 - Dehesas de Jerez e na Andalucía: ES0000051 - Sierra de Aracena y picos de Aroche) identificaram-se as zonas de proteção especial para as aves, adiante designada ZPE Espanha (Fig. 4).

Com base na cartografia digital extraída dos *sites* da CCDR Alentejo (PTZPE0045 - Moura/Mourão/Barrancos) e da Confederación Hidrográfica del Guadiana [CH Guadiana]

(2011) e do Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente [MAAMA] (2011) construiu-se a Fig. 4, onde se apresenta a Zona de Proteção Especial.



**Fig. 4 Localização da Zona de Protecção Especial (ZPE) na bacia hidrográfica do Ardila.**

Na ZPE são aplicadas medidas para a manutenção e restabelecimento do estado das populações de espécies selvagens e dos seus habitats (Decreto-Lei 140/99 de 24 de Abril), como por exemplo a existência de vários projetos para recuperar o habitat do lince Ibérico em Portugal e para fomentar a densidade das suas presas (coelho bravo) (TTerra, 2010). A área ocupada pela ZPE (PTZPE0045 - Moura/Mourão/Barrancos) (CCDRA, 2011b), atrás designada ZPE Portugal (Fig. 4) é heterogénea, com áreas agrícolas abertas, em que predominam a cerealicultura extensiva, e áreas ocupadas com montados de azinho (maioritariamente) e de sobreiro. As pastagens permanentes, e algumas áreas de vinha e de olival, integram também o mosaico agrícola (PGBHIR7, 2012). Na ZPE Portugal, inserem-se as freguesias de Sobral da Adiça, Santo Aleixo da Restauração, Santo Amador (do concelho de Moura) freguesia de Barrancos (freguesia e concelho de Barrancos) e ainda a freguesia de Granja do concelho de Mourão (Fig. 4). O concelho de Mourão apresenta características biofísicas que potenciam a ocorrência de espécies vegetais e animais, por isso, integra-se na área prioritária para a conservação do Lince-Ibérico (MOT, 2010) e coelho-bravo, na ZPE Portugal.

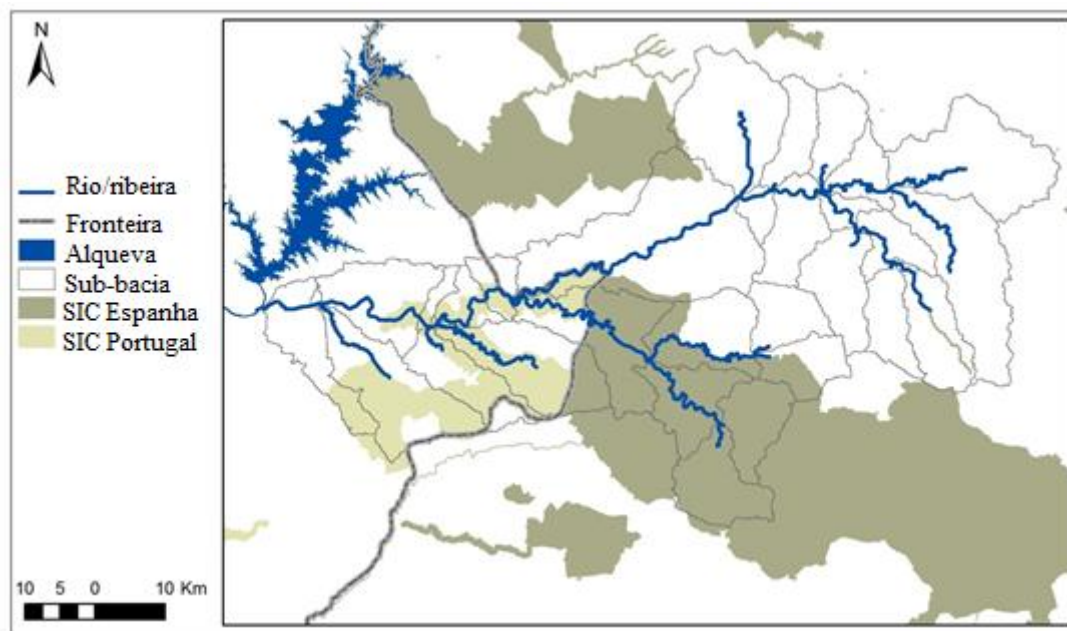


No concelho de Mourão, a agricultura apresenta maior expressividade comparativamente com a pecuária. Na freguesia de Granja destacam-se povoamentos abundantes de azinheiras (TTerra, 2010).

A ZPE na bacia hidrográfica do Ardila ocupa uma área total de cerca de 1314 km<sup>2</sup>, correspondendo a 35,4 % do total da área da bacia hidrográfica do Ardila.

A delimitação do sítio de importância comunitária (SIC), na bacia hidrográfica do Ardila, foi efetuada com base na cartografia digital dos Sítios de Interesse para a Conservação de Moura/Barrancos (Resolução do Conselho de Ministros 142/97 de 28 de Agosto), PTCON0053- Moura/Barrancos, classificado como Sítio de Importância Comunitário [SIC] (CCDRA, 2011b), adiante designado SIC Portugal, e com base na cartografia digital dos Lugares de Interesse Comunitário [LIC] de nível europeu, adiante designado SIC Espanha.

A cartografia de Espanha é relativa à: Extremadura, Badajoz: ES4310019 - Rio Ardila bajo; ES4310020 - rio Ardila alto; ES4310004 - Dehesas de Jerez; Andalucía, Huelva: ES0000051 - Sierra de Arecena y Picos de Aroche (MAAMA, 2011) (Fig. 5).



**Fig. 5 Localização do Sítio de Interesse Comunitário (SIC) de nível europeu na bacia hidrográfica do Ardila.**

O SIC encontra-se parcialmente integrada na bacia hidrográfica do Ardila, ocupando uma área de 1094 km<sup>2</sup>, correspondendo a cerca de 29,5% do total da área da bacia hidrográfica do Ardila.

Por sobreposição da informação constante nas Fig. 4 e Fig. 5, observou-se que na área de influência da bacia hidrográfica do Ardila a ZPE Espanha é coincidente com o SIC Espanha. Contudo, o mesmo não acontece em território português. Assim, neste trabalho considera-se como condicionante territorial a área relativa ao SIC, por esta área ser mais restritiva.

De acordo com o Anexo XI, da DQA 2000/60/CE a bacia hidrográfica do Ardila, pertence à Região Hidrográfica do Guadiana (RH7), inserindo-se na ecorregião Ibérico-Macaronésica.

A Reserva Agrícola Nacional [RAN] é um conjunto de terras que apresentam maior aptidão para a atividade agrícola. Relativamente à RAN não foi possível identificar na área em estudo. Contudo, de acordo com a informação contida no Plano Diretor Municipal de Moura [PDM Moura] atualmente em vigor (Resolução de Conselho de Ministros 15/96 de 23 de Fevereiro), constatou-se que 25% da área do concelho total de Moura está classificada como RAN. No entanto, de acordo com a proposta de revisão do PDM Moura (CM Moura, 2008), cerca de 50 % da área total do concelho de Moura reúne condições para fazer parte da RAN, particularmente as freguesias de Amareleja, Póvoa de São Miguel (lado Este), Santo Amador, Safara, Santo Agostinho, Sobral da Adiça por apresentarem continuidade de solos de apreciável valor ecológico.

De acordo com o Plano Hidrológico [PH] (2009) no território Espanhol, a bacia hidrográfica do Ardila apresenta poluição difusa de origem agropecuária e o tratamento das águas residuais dos diferentes aglomerados que drenam para o rio Ardila é deficiente. Por outro lado, a extração abusiva de areias e, consequentemente, a destruição de vegetação ripícola, a destruição do canal do rio, a existência de barragens/açudes e o desenvolvimento da atividade agropecuária promovem alterações na morfologia dos canais associado aos riscos de erosão e a contaminação (pontual e difusa) de origem agropecuária (ADENEX, 2003; PH, 2009) favorecendo a proliferação de espécies como a *Azolla filiculoides*. Tal constitui um problema ambiental grave, pois, o crescimento explosivo da *Azolla* pode provocar problemas a nível ecológico, social e económico, nomeadamente a deterioração da qualidade da água, a diminuição do caudal, a interferência com a

navegação e atividades piscatórias, impactes sobre a fauna e flora e problemas na saúde pública (IA, 2001).

#### ***2.1.4 Características climáticas, geológicas e hidromorfológicas***

De acordo com a classificação de Thornthwaite o clima é definido pelo índice hídrico, índice de humidade e de aridez, que está relacionado com a precipitação, temperatura e evapotranspiração. Mesotérmico semiárido (D) com índices hídricos entre -20 e -40 (PBH, 1999).

Segundo a classificação de Köppen o clima na bacia hidrográfica do Ardila (estação da Amareleja) é considerada do tipo Csa (Morais, 1995), onde: C – clima mesotérmico (ou temperado) húmido, quando a temperatura média no mês mais frio do ano está compreendida entre 0 a 18 °C; s – estação seca no verão, quando a quantidade de precipitação no mês mais seco do semestre quente é inferior a um terço do mês mais chuvoso no semestre frio, e inferior a 40 mm; a – verão quente, quando a temperatura média do mês mais frio superior a 22°C.

A precipitação média, máxima e mínima anual observada na estação da Amareleja (entre 1931 e 1999) foi de 533,6 mm, 816,9 mm, 242,9 mm, respetivamente. Na estação de Talavera la Real adiante designada por Badajoz, entre 1955 e 1999, a precipitação média, máxima e mínima anual observada foi igual a 526,1 mm, 858,0 mm, 240,0 mm respetivamente. Em termos de distribuição espacial verificam-se valores mais elevados e mais reduzidos de precipitação no território espanhol.

A temperatura média mensal anual do ar na bacia hidrográfica do Ardila varia entre um mínimo de 3,2 °C e máximo de 32,6 °C (em Agosto) em território Português (Beja 1971-2000 *in* IMP, 2000).

Em território espanhol a temperatura média mensal anual do ar varia entre o mínimo de 3,2 °C e máximo de 34,3 °C (em Julho) (Talavera de la Real 1971-2000 *in* ABadajoz, nd). Ambas as temperaturas mínimas foram registadas em Janeiro.

Relativamente à geologia e à hidrologia, a área da bacia hidrográfica do Ardila em território português integra-se no Maciço Hespérico ou antigo (Oliveira *et al.*, 1992 *in* Costa, 2012). O maciço antigo é constituído por rochas magmáticas e metamórficas, mais ou menos intensamente fraturadas. Consiste em granitos, xistos e grauvaques que



normalmente originam aquíferos do tipo fissurado, nomeadamente o aquífero de Moura-Brenhas, aquífero Calcários de Moura e aquífero da ribeira da Toutalga, os quais são recarregados pelo aquífero cársico-fissurado denominado aquífero Moura-Ficalho, constituído assim o Sistema aquífero de Moura-Ficalho (Costa, 2012).

A bacia hidrográfica do rio Ardila estende-se na zona de Ossa-Morena (Ferreira, 2000).

A litologia da área da bacia hidrográfica do Ardila em território português é constituída por rochas metassedimentares (Ferreira, 2000). No que se refere à geologia na área da bacia hidrográfica do Ardila encontram-se formações polimetamórficas do Precâmbrico, Câmbrio e Silúrico. Relativamente ao magmatismo predominam rochas graníticas.

Em território espanhol a litologia é constituída predominantemente por cascalho, areia, silte e argila carbonatos lacustres (17%), seguido de grauvaques (11%) e (10%) granitóides aluminosos com codierite (SIGEO, 2012).

Em termos altimétricos a bacia hidrográfica do Ardila varia entre os 75 m no vale do Guadiana e os 1100 m na serra da Tentudía, evidenciando uma amplitude hipsométrica elevada, no território espanhol, com cotas mais elevadas a Sudoeste (610 a 1100 m) e a Norte (700 m) e cotas mais baixas no território português, a Oeste, no vale do Guadiana (75 a 100 m), integrando-se na peneplanície do Baixo Alentejo.

O solo predominante, de acordo com a classificação da FAO (1991) é o do grupo 4 - Leptosolo, caracterizado pela pouca profundidade (menos de 30 cm) assente sobre rocha dura. O volume diminuto que apresenta este tipo de solo faz com que se alaguem com facilidade ou com que sejam arrastados (Ferreira, 2000).

A paisagem mediterrânica é constituída por um conjunto de diferentes tipos de biótopos: montados de sobre e azinho, florestas, bosques, zonas húmidas, matos e matagais.

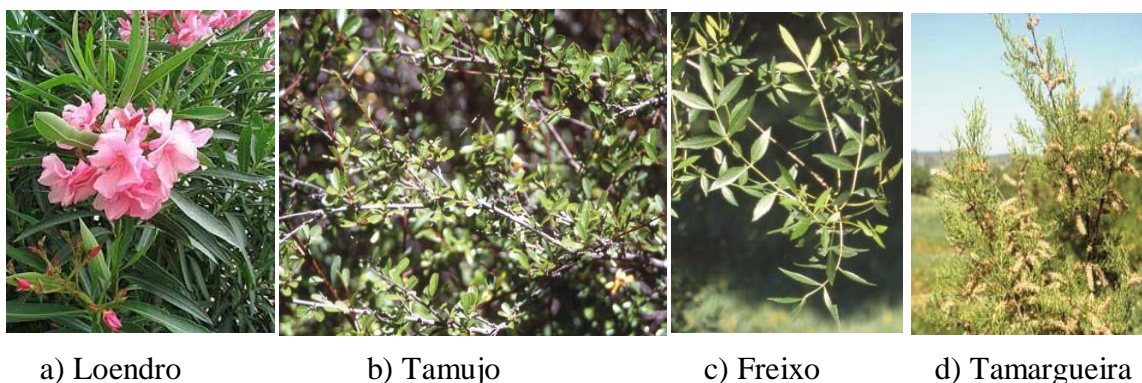
A paisagem na bacia hidrográfica do Ardila no território português é mediterrânica. É constituída por montados de azinho ou de sobre que alternam com extensas áreas de pomares de sequeiro (olival) e culturas arvenses de sequeiro.

O montado é um ecossistema específico, onde a agricultura (pastos e campos cultivados) e a pecuária (criação de gado em regime extensivo) se encontram naturalmente integradas nas extensas florestas de sobre e azinho. Estas características fazem com que seja um refúgio importante de biodiversidade e fonte de recursos naturais (para consumo animal e

humano). Deste modo, o rio Ardila assume importância na manutenção do corredor ecológico de Montado.

A diversidade geográfica, o clima e o substrato da Península Ibérica promove diversidade e riqueza de vegetação ripícola. No entanto, vários fatores podem afetar a variação e os tipos de vegetação (a formação e a composição florística). Esses fatores podem ser: o regime de caudais, o padrão, a topografia do terreno, as dimensões do canal, a natureza física do substrato, o estado trófico, a riqueza do solo e da água e o estado de conservação.

No vale do rio Ardila a vegetação é típica de climas mediterrânicos, com destaque de árvores que formam galerias ripícolas dominadas por loendro (*Nerium oleander*) e tamujo (*Securinega tinctoria*) associado a pequenas populações de tamargueira (*Tamarix*) (Duarte, *et al.*, 2007). O freixo (*Fraxinus angustifolia*) e alguns elementos da associação *Nerio-Securinega* e ainda alguns salgueiros (*Salix atrocinerea*) foram identificados na ribeira de Murtega, no território Português (RECURSUS, nd). No território espanhol o vale do Ardila é dominado por pequenas galerias florestais (choupos e eucaliptos introduzidos), espécies arbustivas como o loendro (*Nerium oleander*), tamujo (*Securinega tinctoria*), e plantas que suportam as variações sazonais. Ao longo do rio (no território espanhol) encontram-se também canas, juncos e silvas (ADENEX, 2003). Na Fig. 6 apresenta-se a vegetação mais comum no vale do rio Ardila.



**Fig. 6** Vegetação típica existente no vale do rio Ardila: a) Loendro (*Nerium oleander*), b) Tamujo (*Securinega tinctoria*); c) Freixo (*Fraxinus angustifolia*) d) Tamargueira (*Tamarix*) (adaptado de Duarte & Moreira, 2009).

Na Fig. 7 apresenta-se um troço do rio Ardila em Espanha, onde se observa a vegetação característica da área em estudo.



**Fig. 7 Rio Ardila em Espanha (PH, 2009).**

O rio Ardila constitui suporte para *habitats e espécies* da Rede Natura, sendo, por isso, importante a melhoria do estado da qualidade da água e, conseqüentemente, a avaliação das cargas pontuais e difusas geradas na BH do Ardila.

### **2.1.5 Referências**

Agência Portuguesa do Ambiente [APA] (2012) Calendário e programa de trabalhos para a elaboração dos planos de gestão da bacia hidrográfica. Documento de apoio à participação pública. <http://www.apambiente.pt/> Acedido 16 Junho, 2013.

Ayuntamiento de Badajoz [ABadajoz] (nd) Revisión del Plan General Municipal: Estudio de Impacto Ambiental. <http://www.aytobadajoz.es> Acedido 15 Dezembro, 2012.

ADENEX (2003) Asociación para la Defensa de la Naturaleza y los Recursos de Extremadura. <http://www.elperiodicoextremadura.com> Acedido 22 Agosto, 2012.

Área de Desarrollo Local [ADL] (2007) Corredor Ecofluvial río Ardila Interior. Diputación de Badajoz. <http://www.extremambiente.es/> Acedido 22 Agosto, 2012.

Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Alentejo [CCDRA Alentejo] (2012) Reserva Ecológica Nacional. Mapa Reserva Ecológica Nacional. [http://gismapas.ccdra.gov.pt/website/Ren/download\\_data](http://gismapas.ccdra.gov.pt/website/Ren/download_data). Acedido 21 Novembro, 2012.

Confederación Hidrográfica del Guadiana (2008) Mapa de la Cuenca. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. <http://www.chguadiana.es>. Acedido 16 Junho.

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente [MAAMA] (2011) Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA\_20110901) e para Lugares de Importancia Comunitaria (LIC\_Septiembre\_2011). [http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/rednatura2000\\_descargas.aspx](http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/rednatura2000_descargas.aspx). Acedido 29 Novembro, 2012.

Câmara Municipal de Barrancos [CM Barrancos] (2011) Avaliação Ambiental Estratégica: Plano de Urbanização de Barrancos. Relatório dos factores críticos para a decisão. Dezembro. Divisão de Obras e Serviços Urbanos. Barrancos.

Câmara Municipal de Moura [CM Moura] (2008) Revisão do Plano Director Municipal de Moura. Análise e Diagnóstico, Fase 1, volume 2, Sistema Biofísico e Ambiental. Moura

Câmara Municipal de Moura (2009) Câmara Municipal de Moura. Plano de Pormenor para a Unidade de Planeamento UP1 de Santo Amador. Projecto final – Discussão Pública. Moura

Decreto-lei 141/2002 de 20 de Maio. Diário da República nº 116 - I Série-A. Ministério do Ambiente. Lisboa.

Decreto-lei 140/99 de 24 de Abril. Diário da República nº96 - I Série-A. Ministério do Ambiente. Lisboa.

Decreto-lei 384-B/99 de 23 de Setembro. Diário da República nº 223 - I Série-A. Ministério do Ambiente. Lisboa.

Decreto-lei 49/2005 de 24 de Fevereiro. Diário da República nº 39 - I Série-A. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa.

Decreto-lei 59/2008 de 27 de Março. Diário da República nº 61 - I Série. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.

Decreto-lei 77/ 2006 de 30 de Março. Diário da República nº 64 - I Série-A. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.

Despacho 18428/2009 de 10 de Agosto. Diário da República nº 153 - 2º Série. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.

Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro. Estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, 22 de Dezembro de 2000.

Duarte, M.C. & Moreira, I. (2009) *Flora Aquática e Ribeirinha*. Administração da Região Hidrográfica do Algarve, I.P. Algarve.

Duarte, M.C., Aguiar, F.C. & Ferreira, M.T. & Albuquerque A. (2007) Pode a Vegetação das Galerias Ribeirinhas Refletir as Perturbações Resultantes da Atividade Humana? *Silva Lusitana*, **15**(2), 257-276.

Ferreira, A. (2000) Caracterização de Portugal Continental. <http://repositorio.lneg.pt> Acedido 11 Agosto, 2012.

Instituto da Água [IA] (2001) Azola em Portugal. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Centro de Biologia Ambiental. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa. <http://azolla.fc.ul.pt/>. Acedido 29 Outubro, 2012.

Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas [ICNB] (2012) Conservação da Natureza e Biodiversidade Informação Cartográfica de SIC e ZPE. <http://portal.icn.pt/> Acedido 29 Novembro, 2012.

Instituto Geográfico Português [IGEO]. (2012a) Atlas de Portugal. Rede natura 2000. Sítio de Interesse comunitário. <http://www.igeo.pt/atlas/> Acedido 21 Novembro, 2012.

Instituto Geográfico Português [IGEO] (2012b) Atlas de Portugal. Rede natura 2000. Zonas Especiais de Protecção. [http://www.igeo.pt/atlas/cap1/Cap1e\\_p75\\_image.html](http://www.igeo.pt/atlas/cap1/Cap1e_p75_image.html) Acedido 21 Novembro, 2012.

INAG IP. (2008) Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I - Caracterização abiótica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

INAG IP. (2010) Portal da água. <http://portaldaagua.inag.pt/PT/InfoTecnica/Directiva/Accoes/MassasAgua/Pages/default.aspx> Acedido 17 Maio, 2012.

Instituto Nacional de Estatística [INE] (2011) População residente, segundo grupos etários e sexo. Censo de 2011.

Instituto Nacional de Estadística [INES] (2012) Madrid. Spain. <http://www.ine.es/>. Accessed 04 December 2012.

Lei nº 58/2005 29 de Dezembro. Diário da República nº 249 - I Série-A. Assembleia da Republica. Lisboa.

Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas Integradas na RH7 [PGBHIRH7] (2012) Caracterização e Diagnóstico. Parte 2. Tomo 4, Análise de riscos e zonas protegida. Tomo 4C- Anexos. t09122/03 Edição (após consulta pública Fev.2012). <http://www.apambiente.pt/> Acedido 19 Agosto, 2012.

Plan Hidrológico [PH] (2009) Demarcación Hidrográfica del Guadiana. Contaminación difusa en Ardila. <http://planhidrológico2009.chguadiana.es/> Acedido 22 Agosto, 2012.

Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana [PBH] (1999) Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana. Volume IV. Diagnóstico Parte 3. Situações Extremas. [www.inag.pt/inag2004](http://www.inag.pt/inag2004). Accessed 14 August 2006.

Portaria 1284/2009 de 19 de Outubro. Diário da República nº 202 - I Série. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.

RECURSUS. nd. Projecto Recursus. Exploração de Sistemas Agro-florestais na Margem Esquerda do Guadiana: Uma estratégia para a sustentabilidade do meio rural. Fase 1- Recolha e tratamento da informação. Diagnóstico para a sustentabilidade do território. Versão resumo. Mertola/Barrancos. <http://www.CM Barrancos.pt/> Acedido 30 Janeiro, 2010.

Resolução do Conselho de Ministros 142/97 de 28 de Agosto. Diário da República nº 198. – Série I-B. Lisboa.

TTerra. 2010. Engenharia e Ambiente. Agenda 21 Local de Mourão: Diagnóstico para a sustentabilidade. Évora. <http://www.cm-mourao.pt>. Acedido 19 de Agosto, 2012.

## ***2.2 Contribuição para a minimização de impactes negativos no rio Ardila***

### ***Resumo***

A degradação das massas de água tem origem na descarga de fontes poluidoras nas bacias hidrográficas. A implementação em Portugal da Directiva Quadro da Água, (DQA) 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro obriga à definição e implementação de medidas estratégicas que visem a minimização de tais efeitos, fundamentais para uma gestão adequada das massas de água. Nesta perspectiva, o presente trabalho tem como objetivos identificar e caracterizar as fontes pontuais de poluição urbana em seis (6) Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) afluentes ao rio Ardila (concelho de Moura) e propor medidas correctivas para a redução das cargas contaminantes identificadas. Em cada uma das ETAR em estudo foi estimado o caudal actual com base no produto entre a população servida, a capitação em água e o factor de afluência à rede de drenagem e organizada uma matriz de dados com os seguintes parâmetros: pH; Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO<sub>5</sub>); Carência Química de Oxigénio (CQO); Sólidos Suspensos Totais (SST); Fósforo Total (P<sub>total</sub>); Azoto Kjeldhal (NKjeldahl) e Óleos e Gorduras. Foram efectuadas representações gráficas de descritores estatísticos, através do método “Box-and-Whisker” e efectuada uma ordenação global através de uma Análise em Componentes Principais (PCA). Pretendeu-se, desta forma, detectar padrões de variação espacial e temporal e identificar situações críticas. Os resultados revelaram que as ETAR em estudo apresentam normalmente valores superiores aos preconizados pela legislação em vigor no efluente tratado. Neste sentido, propõem-se como medida de intervenção prioritária, a adequação dos processos de tratamento de águas residuais de forma a produzir um efluente em condições de rejeição que não deteriore o meio receptor e que contribua para a melhoria da qualidade da água afluente ao sistema Alqueva - Pedrógão.

**Palavras-Chave:** Minimização de impactes, Gestão da Água, Sistema Alqueva – Pedrógão

### **2.2.1 Introdução**

A DQA 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água com objetivo de evitar a deterioração do estado das massas de água, alcançar o bom estado ecológico e químico, proteger e melhorar todas as massas de água.

Para atingir os objetivos ambientais em 2015 (Lei 58/2005 de 29 de Dezembro) é fundamental efectuar a quantificação das cargas poluentes que afluem às massas de água, independentemente da sua utilização, visando a conservação dos ecossistemas aquáticos e o uso sustentável do recurso água.

A poluição das massas de água pode ter uma origem pontual e/ou difusa. Esta acelera o processo de degradação dos ecossistemas aquáticos, sendo, por isso, importante estimar a influência das diferentes fontes de poluição pontual e difusa, de forma a reduzir os efeitos negativos e promover uma gestão integrada. Torna-se assim necessário definir acções para controlar a entrada de contaminantes nas massas de água.

A capacidade natural de autodepuração do(s) rio(s) fica comprometida quando os efluentes das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) apresentam concentrações superiores aos valores estipulados na legislação em vigor (Decreto - Lei 236/98 de 1 de Agosto e Decreto - Lei 152/97 de 19 de Junho, alterado pelo Decreto - Lei 348/98 de 9 de Outubro).

De acordo com Morais *et al.* (2003) a poluição pontual que se verifica no Sul de Portugal ocorre essencialmente devido à inadequação e/ou mau funcionamento das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR's). Contudo, também o escoamento superficial (escorrências) e sub-superficial ao promover o arrastamento de materiais, como referido anteriormente, contribui para a degradação da qualidade da água.

A poluição de origem pontual é mais fácil de controlar, sendo fundamental detectar os seus impactes nos ecossistemas aquáticos, de forma a adoptar medidas correctivas a montante que tenham como objetivo a melhoria das condições ecológicas dos ecossistemas aquáticos.

O Ardila é um rio temporário que nasce em Espanha e desagua na margem esquerda do rio Guadiana, perto de Moura. Entre 1990 a 1996 este rio já era considerado sem aptidão para captação de água superficial destinada à produção de água para consumo humano, uma vez que a sua qualidade era superior a A3 ( $> A3$ ) Chiron/FBO, (2000a *in* PROCESL, 2003), ou seja muito poluída (Fonseca *et al.*, 2004). O mesmo foi considerado entre 1998 a 2000. Entre 1991 e 1999, o rio Ardila evidenciou valores problemáticos de  $CBO_5$ , forte contaminação por nitritos, e uma sobre-saturação em oxigénio dissolvido ( $OD > 100\%$ ) (Chiron/FBO, 2000a *in* PROCESL, 2003). Em 2000/2001, a água do rio Ardila foi classificada como muito poluída, ficando apenas apta para a rega, arrefecimento e navegação (PROCESL, 2003). Entre 2003 a 2005 a percentagem de saturação em oxigénio dissolvido (OD) apresentou uma sobre-saturação ( $OD > 100\%$ ) em cerca e 40% do tempo, o que indica um processo de eutrofização em curso (Morais *et al.*, 2005). Estes autores referiram também a existência de uma forte contaminação por nitritos. Relativamente aos Fosfatos e nitratos consideraram pouco preocupantes.

Consequentemente, considera-se que o rio Ardila é um dos pontos críticos do sistema Alqueva - Pedrógão.

Ao abrigo do Decreto-Lei nº 149/2004 de 22 de Junho, a albufeira do Alqueva no rio Guadiana e respectiva bacia hidrográfica, estão identificadas como zonas sensíveis [ZS]. Considerando que o rio Ardila afluí ao sistema Alqueva - Pedrogão (área de influência da ZS), os efluentes que drenam para este rio deveriam, também, obedecer aos requisitos aplicáveis para as descargas das ETAR urbanas em ZS sujeitas a eutrofização (Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de Julho), cujos Valores Limite de Emissão [VLE] das ZS são mais restritivos ( $CBO_5 < 25 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ,  $CQO < 125 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ,  $SST < 60 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $P_{total} < 2 \text{ mg P L}^{-1}$ ,  $N_{total} < 15 \text{ mg N L}^{-1}$ ) que os VLE estipulados no Anexo XVIII do Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto ( $CBO_5 < 40 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ,  $CQO < 150 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ,  $SST < 60 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $P_{total} < 10 \text{ mg P L}^{-1}$ ; ou  $3 \text{ mg P L}^{-1}$  para águas que alimentam albufeiras e  $N_{total} < 15 \text{ mg N L}^{-1}$ ).

Face a estes requisitos, colocam-se algumas questões: Que VLE se devem adoptar para comparar a qualidade do efluente tratado? Quais serão os valores mais restritivos para o meio receptor aquático? Que valores deverão constar na licença de descarga?

No presente trabalho, e como ponto de partida para uma análise mais detalhada que responda às questões levantadas, comparou-se o efluente tratado com a legislação em



vigor. Neste sentido, os objetivos deste trabalho são: (i) identificar as fontes pontuais de poluição urbana no concelho de Moura, afluentes ao rio Ardila; (ii) verificar se a descarga dos efluentes tratados dispõe de características compatíveis com os VLE do Anexo XVIII do Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto e VLE das ZS do Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de Julho; (iii) propor medidas correctivas para a redução de cargas contaminantes, minimizando as consequências nefastas para o ecossistema aquático em especial para o sistema Alqueva - Pedrógão.

### ***2.2.2 Área de estudo***

O presente trabalho incidiu no concelho de Moura com uma superfície aproximada de 960 km<sup>2</sup>. Este concelho localiza-se na margem esquerda do rio Guadiana, dispondo de 8 ETAR, das quais 7 descarregam os seus efluentes tratados para linhas de água que afluem ao rio Ardila (Fig. 1). O rio Ardila é um rio temporário de características sazonais, com um período sem caudal superficial superior a 4 meses (de Maio/Junho a Setembro/Outubro). Apresenta em território português um comprimento aproximado de 60 km. O rio Ardila dispõe de uma captação superficial, aproximadamente a meio do seu curso em território português, localizado nas seguintes coordenadas geográficas 7,237 °W e 38,152 °N (Datum WGS 84).

### ***2.2.3 Metodologia***

Inicialmente foram seleccionadas as sete (7) ETAR no concelho de Moura que descarregam os seus efluentes tratados para ribeiras temporárias que afluem ao rio Ardila: Santo Amador, Moura, Safara Poente, Safara Nascente, Amareleja, Santo Aleixo da Restauração (adiante designado Sto Aleixo) e Sobral da Adiça. Na Tabela 1 apresentam-se os tipos de tratamento e a caracterização das ETAR. Posteriormente, optou-se por eliminar a ETAR de Sobral da Adiça por não existirem dados disponíveis ao longo do ano.

A estimativa do caudal de cada ETAR foi efectuada com base no produto entre a população servida, a capitação em água e o factor de afluência à rede de drenagem (Decreto Regulamentar nº23/95 de 23 de Agosto).

Com base nos dados analíticos de controlo de rotina dos efluentes tratados para as diferentes ETAR, organizou-se uma matriz de dados com os seguintes parâmetros: pH, CBO<sub>5</sub>, CQO, SST, P<sub>total</sub>, N<sub>Kjeldahl</sub> e Óleos e Gorduras.

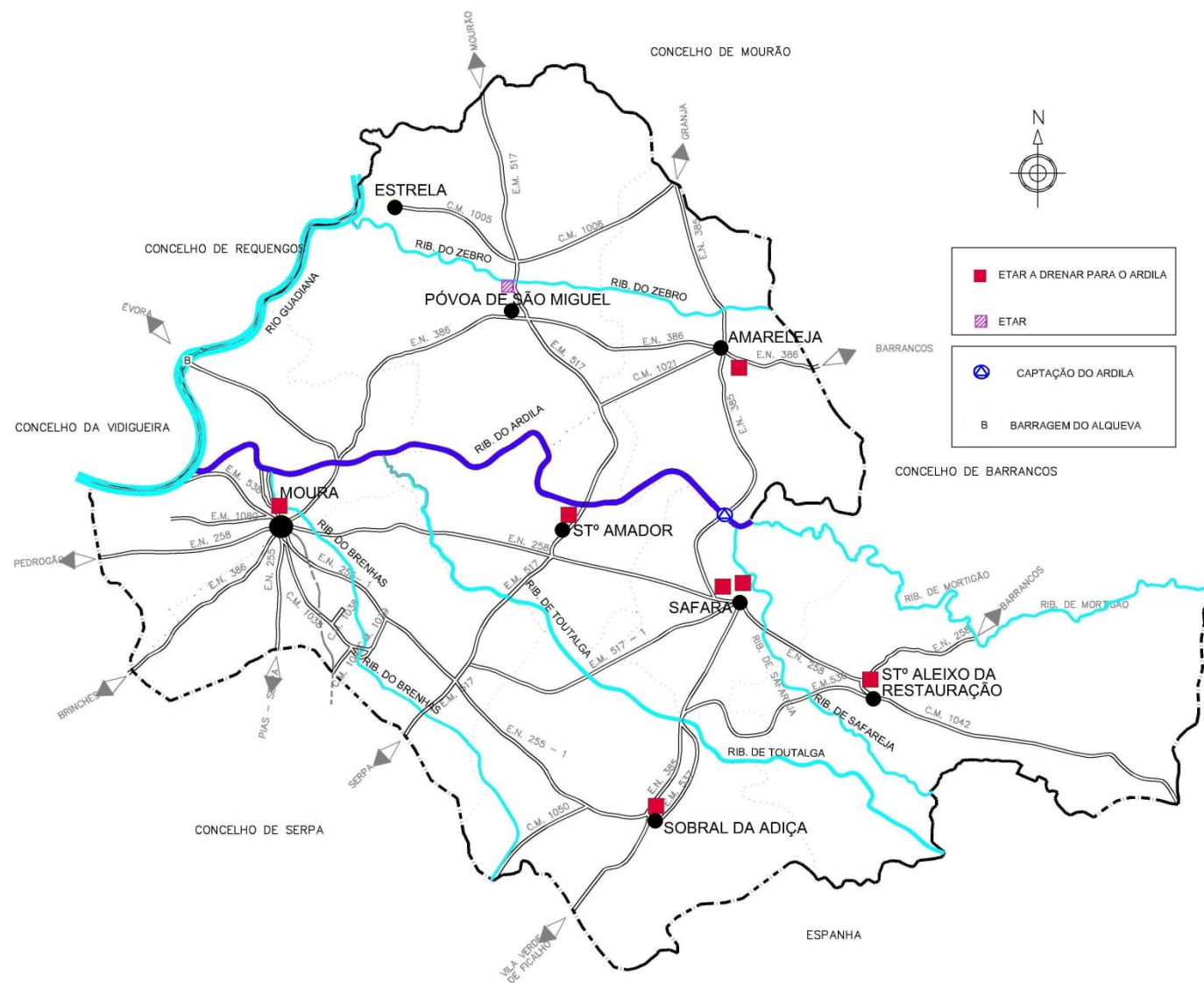


Fig. 1 Localização das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs) do concelho de Moura.

### **2.2.3.1 Tratamento de dados**

Com o objetivo de verificar a existência de gradientes de variação espacial para os parâmetros estudados, foram efectuadas representações gráficas de descritores estatísticos, através do método “Box-and-Whisker”. Este método permite detectar a existência de “outliers” e notar comportamentos assimétricos no vector de dados uma vez que o gráfico divide os dados em quatro áreas com frequências iguais. A caixa central engloba cinquenta por cento (50%) dos valores totais, situados entre os quartis, superior e inferior. A linha horizontal representa a mediana. Esta análise foi efectuada através do programa estatístico “SPSS 16.0 for Windows”.

Numa ordenação global, recorreu-se à Análise de Componentes Principais (PCA) com o objetivo de detectar padrões de variação espacial e temporal. Para o efeito, os dados foram previamente transformados ( $x' = \text{Log}_{10}(x+1)$ ) de forma a corrigir assimetrias de variação (i.e. homogeneização da variância) (Sokal & Rohlf, 1973). A PCA incidiu numa matriz de sete variáveis (pH, CBO<sub>5</sub>, CQO, SST, Ptotal, N<sub>Kjeldahl</sub> e Óleos e Gorduras) por cento e dezanove (119) unidades amostrais, ou seja, as seis (6) ETAR amostradas em seis (6) anos hidrológicos distintos (2002, 2003, 2004, 2005, 2006 e 2007). A PCA foi efectuada através do programa estatístico “CANOCO for Windows 4.5”; a representação gráfica da PCA foi feita através do módulo “CANODRAW” do programa “CANOCO”.

### **2.2.4 Resultados e discussão**

As seis (6) ETAR estudadas no concelho de Moura descarregaram para o meio receptor um efluente com pH compatível com o VLE ( $6,0 < \text{VLE} < 9,0$ ) conforme estipulado na legislação em vigor (Fig. 2a).

**Tabela 1** Caracterização das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), que descarregam os efluentes tratados no rio Ardila, ordenadas em função da sua menor distância ao rio.

Designação da ETAR	Distância (m)	População (hab.)			Caudal (m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup> )		Nível de tratamento	Situação actual da ETAR	Meio receptor (Barranco/Ribeira)
		Residente <sup>a</sup>	Servida <sup>b</sup>	Projeto <sup>c</sup>	Projeto <sup>c</sup>	Estimado			
Sto Amador	1555	456	410	1000	120	66	TS (TA)	F	B. Rocha Grande
Moura	2614	9222	8300	14400	1728	1328	TS (LP) <sup>d</sup>	F	Rio Brenhas
Safara Nascente	4401	466	420	1000	110	67	TS (VO)	F	B. do Vale dos Azares
Safara Poente	4957	700	630	1500	165	101	TS (VO)	F	B. da Fonte dos Arcos
Amareleja	8853	2763	2487	4800	480	398	TS (LP)	F	R. Vale dos Juncos
Sto Aleixo	16514	842	758	1500	180	121	TS (TA)	F	R. Santo Aleixo
Sobral da Adiça <sup>e</sup>	25092	1046	941	2073	249	151	TS (LP)	F	B. da Perna Seca

<sup>a</sup> Fonte: INE, 2001

<sup>b</sup> A estimativa da população servida foi efectuada considerando que 10% da população não é servida pela rede de drenagem de águas residuais (Câmara Municipal de Moura, 2007).

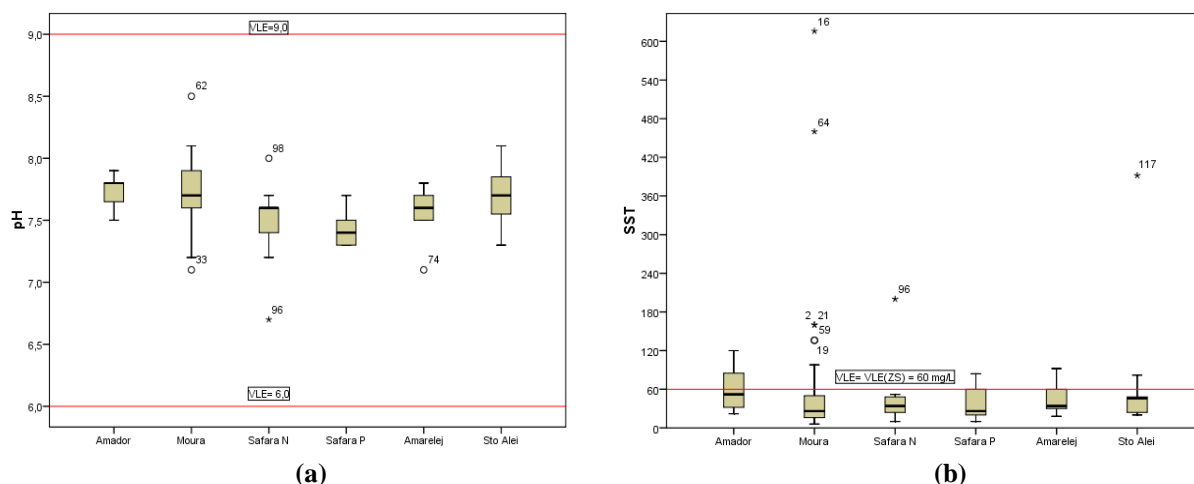
<sup>c</sup> Fonte: Memória Descritiva do Projeto de Execução de cada ETAR.

<sup>d</sup> Tratamento de lamas inactivo.

<sup>e</sup> ETAR não analisada neste trabalho.

TS - Tratamento secundário; LP - Leito percolador; TA - Tanque de arejamento; VO - Vala de oxidação; F- Funcionamento.

Caudal estimado = População servida x fa x Capitação. Capitação adoptada: 200 L hab<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>; fa- factor de afluência adoptado 0,8 (Artigo 123º, Decreto Regulamentar nº23/95 de 23 de Agosto.



**Fig. 2** Representação gráfica do tipo Box-and-Whisker para o pH (escala de Sørensen) (a) e para os Sólidos Suspensos Totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (b) nas ETAR estudadas, ordenadas em função da sua menor distância ao meio receptor ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

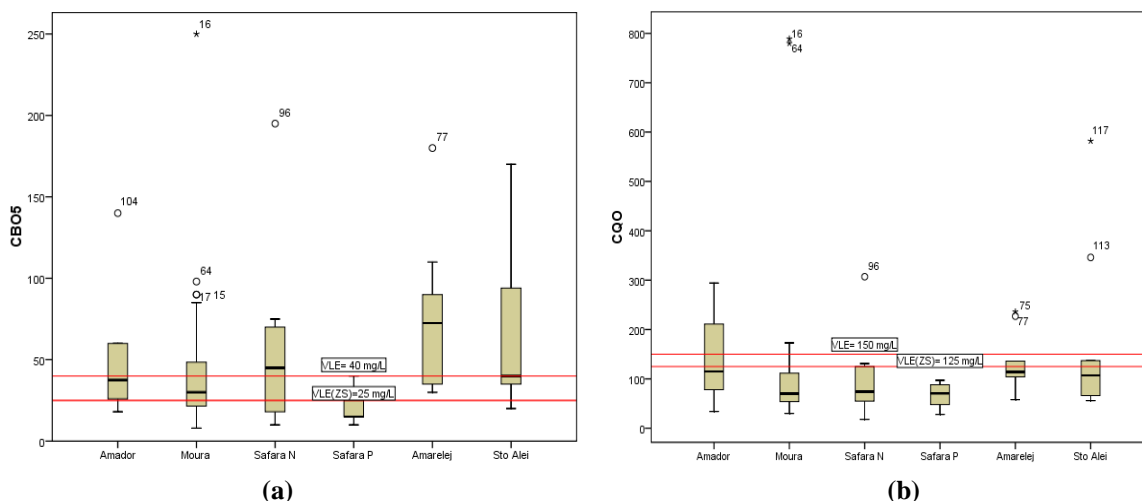
Relativamente aos SST em termos de mediana todas as ETAR descarregaram um efluente compatível com o VLE e VLE (ZS)=  $60 \text{ mg L}^{-1}$ , com excepção da ETAR de Moura que apresentou valores extremos bastante elevados (Fig. 2b).

Na sua maioria, os valores de  $\text{CBO}_5$  foram superiores ao VLE=  $40 \text{ mg L}^{-1}$  estabelecido na legislação (Fig. 3a). O valor máximo registado foi observado na ETAR de Moura. A variabilidade de  $\text{CBO}_5$  observada nas ETAR da Amareleja e de Sto Aleixo sugerem que na água residual bruta afluem valores elevados de matéria orgânica ou que o tratamento biológico actual, nomeadamente leitos percoladores e lamas activadas, é deficiente. A ETAR de Sto Aleixo apresentou uma maior variabilidade dos valores de  $\text{CBO}_5$ , enquanto a ETAR de Safara Poente foi a única que apresentou valores inferiores ou iguais ao VLE.

Relativamente à CQO, a ETAR de Safara Poente emitiu consistentemente um efluente compatível com a legislação em vigor (VLE=  $150 \text{ mg L}^{-1}$ ; VLE (ZS)=  $125 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Fig. 3b). Nas restantes ETAR observaram-se valores máximos bastante elevados. Estas situações poderão ter sido devidas a aumentos de cargas afluentes que se reflectiram nesses picos.

As concentrações mais elevadas de SST,  $\text{CBO}_5$  e CQO foram registadas na ETAR de Moura em Abril de 2006. Tal facto sugere a influência do efeito da precipitação ou águas residuais industriais no sistema de drenagem da cidade de Moura que é unitário (i.e drenagem conjunta águas residuais domésticas, industriais e pluviais). Em Janeiro de 2005 os valores extremos detectados para a CQO e para os SST foram também identificados na

ETAR de Moura. Refira-se que a relação  $CBO_5/CQO$ , nestas situações, foi de 0,3 e de 0,1 respectivamente, valores típicos de um efluente tratado ( $0,1 < CBO_5/CQO < 0,3$ ). De acordo com MetCalf e Eddy (2003), pode-se assim assumir que a matéria orgânica biodegradável foi degradada.



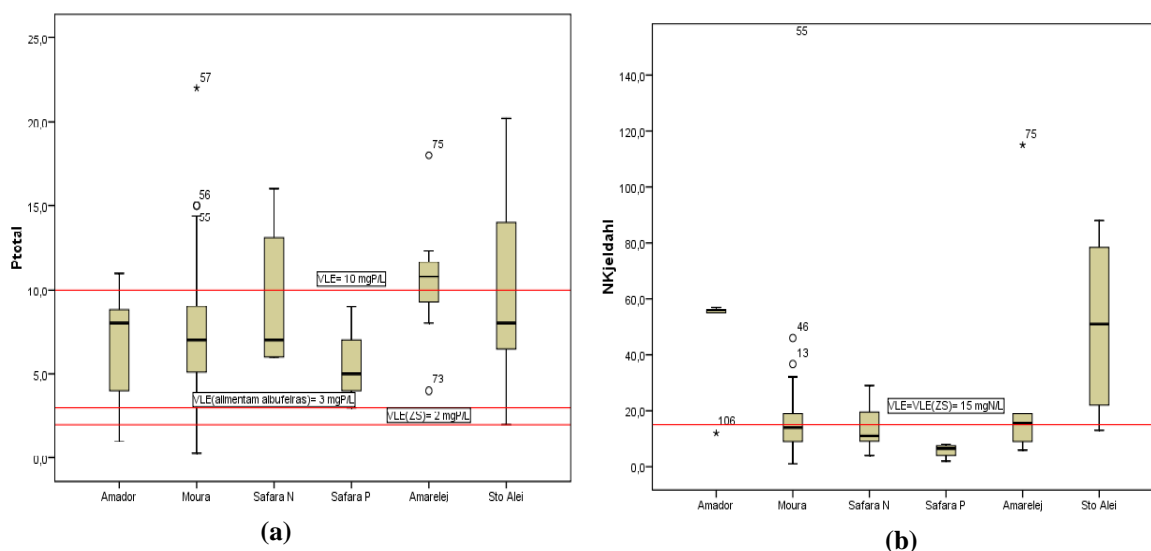
**Fig. 3 Representação gráfica do tipo Box-and-Whisker para a  $CBO_5$  (mg  $O_2$   $L^{-1}$ ) (a) e a  $CQO$  (mg  $O_2$   $L^{-1}$ ) (b) nas ETAR estudadas, ordenadas em função da sua menor distância ao meio receptor.**

Relativamente aos nutrientes ( $P_{total}$  e  $N_{Kjeldahl}$  (azoto orgânico + azoto amoniacal)), verifica-se que apenas a ETAR de Safara Poente cumpre os VLE estipulados em legislação (Fig. 4a e Fig. 4b). Esta situação pode ser devida ao facto do tratamento utilizado nesta ETAR ser processado em VO, o qual promove uma remoção significativa de nutrientes (MetCalf & Eddy, 2003). Contudo, o mesmo já não acontece na ETAR de Safara Nascente com tratamento também processado em VO; facto que sugere a existência de um tratamento secundário com remoção de nutrientes deficiente ou a entrada de concentrações elevadas de azoto e fósforo na água residual bruta. Numa análise comparativa com o VLE de fósforo definido para Zonas Sensíveis (2 mg  $P$   $L^{-1}$ ) verifica-se que nenhuma das ETAR cumpre os requisitos (Fig. 4a). Refira-se que em rios temporários o impacto das fontes pontuais poderá surgir ampliado em situações de caudal superficial reduzido (ou nulo) devido à diminuição do efeito de diluição (Vassiljev *et al.*, 2008).

A ETAR de Sto. Aleixo apresentou maior variabilidade nas concentrações de nutrientes. Todavia, o valor extremo de  $N_{Kjeldahl}$  foi detectado na ETAR de Moura (Fig. 4b). De facto, os tratamentos implementados (Tabela 1) não possibilitam os processos de nitrificação e de desnitrificação, ocorrendo estes essencialmente com a implementação de tratamentos secundários com remoção de nutrientes (por exemplo as VO) ou com a implementação de

tratamentos terciários (Metcalf & Eddy, 2003). Refira-se que a descarga de  $N_{Kjeldahl}$  para os ecossistemas aquáticos e a sua disponibilidade sob a forma de azoto amoniacal poderá contribuir para a toxicidade das comunidades biológicas.

Por outro lado, o excesso de matéria orgânica e de nutrientes na massa de água promove a proliferação de algas, podendo acelerar o processo de eutrofização com alteração da cor da água. Situação frequentemente observada no rio Ardila, como se ilustra na Fig. 5.

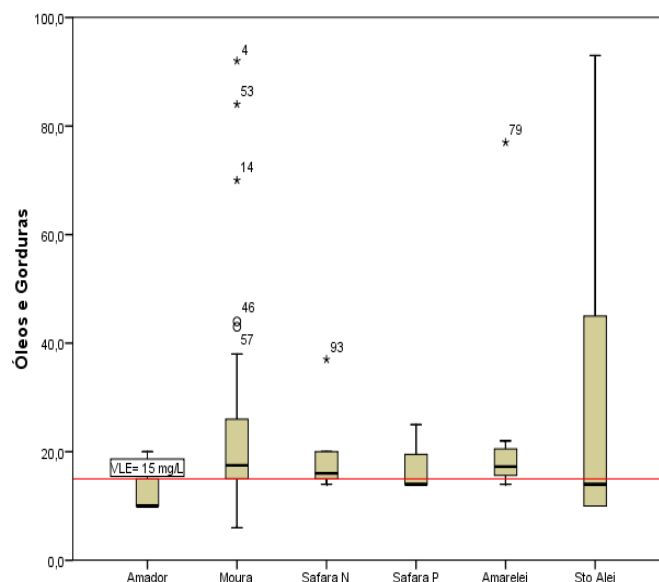


**Fig. 4** Representação gráfica do tipo Box-and-Wisker para o Fósforo Total ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) (a) e para o Azoto Kjeldahl ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) (b) nas ETARs estudadas, ordenadas em função da sua menor distância ao meio receptor.



**Fig. 5** Rio Ardila em situação de eutrofização.

A concentração de óleos e gorduras foi tendencialmente superior ao VLE= 15 mg L<sup>-1</sup> (Fig. 6). Esta característica sistemática poderá indiciar que a água residual bruta afluente às ETAR é maioritariamente urbana, com características de uma água residual forte, ou que as ETAR não dispõem de um tratamento preliminar adequado. Concentrações tão elevadas podem danificar os equipamentos, interferir no processo de tratamento biológico e representar um impacte com consequências negativas no meio receptor (MetCalf & Eddy, 2003). De facto, nenhuma das ETAR estudadas possui um órgão específico (i.e. desengordurador) para remover óleos e gorduras. Note-se que a ETAR de Sto Aleixo apresentou uma grande variabilidade ao longo do período estudado, o que sugere uma afluência elevada, minimizada periodicamente através do processo biológico implementado (TA) que poderá promover uma redução superior a 50% (MetCalf & Eddy, 2003).



**Fig. 6** Representação gráfica do tipo Box-and-Wisker para os Óleos e Gorduras (mg L<sup>-1</sup>) nas ETARs estudadas, ordenadas em função da sua menor distância ao meio receptor.

A PCA permitiu identificar gradientes de variação espacial e temporal. Na Fig. 7 apresenta-se a ordenação dos parâmetros analisados com identificação das ETAR (Fig. 7a) e com a identificação dos anos hidrológicos (Fig. 7b). O objetivo desta ordenação é verificar de uma forma global para o universo das ETAR estudadas nos anos hidrológicos de 2002 a 2007, a existência de padrões de variação.

O resultado da ordenação para as duas primeiras componentes apresentou valores próprios de 0,481 e de 0,247 respectivamente, a que corresponde uma variância acumulada de 72,9%.



A primeira componente (48,1% de variância) identifica um gradiente de qualidade do efluente tratado, localizando no lado positivo os parâmetros CQO, CBO<sub>5</sub>, SST, N<sub>Kjeldahl</sub> e P<sub>total</sub>, em oposição aos óleos e gorduras e pH, localizados no lado negativo mas com pouca contribuição para a explicação do eixo (ordenados próximo da origem). O parâmetro CQO apresenta a maior contribuição para a explicação da componente (maior vector próprio), tendo para tal contribuído os valores extremos registados na ETAR de Moura em Janeiro de 2005 e Abril de 2006. Foram igualmente registados valores elevados de CBO<sub>5</sub> e de SST nesta ETAR para as mesmas datas, justificando o facto de estas serem as variáveis com o segundo e terceiro maior peso na primeira componente. Esta situação traduz os valores extremos observados nas Fig. 2b), Fig. 3a) e Fig. 3b).

A segunda componente (24,7% de variância) apresenta um significado espacial/temporal diferenciando as ETAR e respectivos anos hidrológicos em função das maiores concentrações de nutrientes (lado positivo) e de SST (lado negativo). O N<sub>Kjeldahl</sub> é a variável que apresenta maior peso na segunda componente, tendo para tal contribuído os valores extremos registados na ETAR de Moura em Dezembro de 2006, na ETAR de Sto Aleixo em Novembro de 2002 e na ETAR de Amareleja em Março de 2005 (Fig. 7). Associado à ordenação dos SST no lado negativo da segunda componente, surgem as ETAR de Moura e de Safara Poente, no ano hidrológico 2002 (nos meses de Março, Abril, Maio e Junho). De facto, em Março de 2002 registou-se uma precipitação mais elevada (valor acumulado mensal= 108 mm) comparativamente com o registado em Dezembro de 2006 (44 mm), Novembro de 2002 (76 mm), Março de 2005 (28 mm) e Março de 2006 (75 mm) (SNIRH, 2008). Esta situação pode justificar a ocorrência de valores elevados de SST uma vez que a ocorrência de precipitação em áreas urbanas com drenagem unitária, transporta caudais elevados. Consequentemente, os tempos de retenção nos diferentes órgãos das ETAR diminuem, promovendo-se o arrastamento dos SST para o meio receptor (Davis & Cornwell, 1998).

A ETAR Safara Poente é a única que cumpre os VLE estipulados no Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto, para a CBO<sub>5</sub>, a CQO, o P<sub>total</sub> e o N<sub>Kjeldahl</sub>, consequentemente na ordenação global surge diferenciada das restantes ETAR no quadrante negativo da primeira e segunda componente (Fig. 7 b).

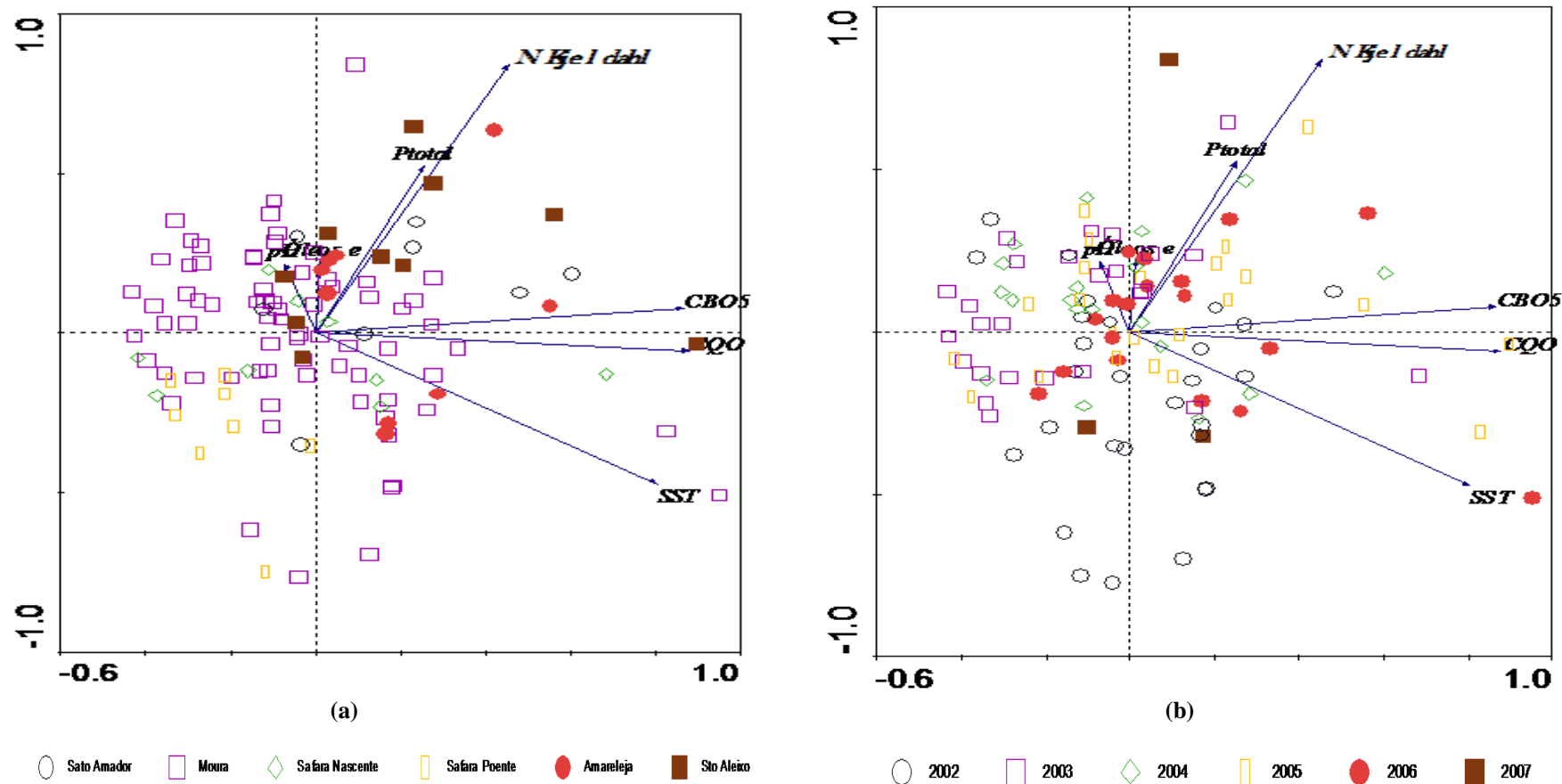


Fig. 7 Representação gráfica da PCA para as duas primeiras componentes (72,9% da explicação) (a) Identificação das ETAR estudadas. (b) Identificação dos anos hidrológicos.

O facto de o pH ter-se apresentado sistematicamente com valores compatíveis com o VLE ( $6,0 < \text{VLE} < 9,0$ ) e os óleos e gorduras terem evidenciado concentrações tendencialmente superiores ao  $\text{VLE} = 15 \text{ mg L}^{-1}$ , revelam uma reduzida variabilidade no respectivo vector de dados globais, razão porque na PCA, estas duas variáveis surgem ordenadas próximo da origem com pouca contribuição para a explicação dos eixos, ou seja, para a variabilidade global.

### ***2.2.5 Considerações finais***

A abordagem combinada com controlo das descargas em águas superficiais e controlo da poluição difusa e/ou pontual em águas superficiais, é fundamental para evitar a deterioração da qualidade da água e promover a gestão integrada dos ecossistemas. A descarga de matéria orgânica e de nutrientes para a massa de água acelera o processo de eutrofização, com impactes negativos para o ecossistema aquático.

Tendo o rio Ardila evidenciado valores elevados de  $\text{CBO}_5$ , indicadores de contaminação orgânica, (Chiron/FBO, 2000a *in* PROCESL, 2003) e responsáveis pela sua classificação na classe muito poluído, considerou-se à partida, um ponto crítico do sistema Alqueva - Pedrógão. De facto, os resultados obtidos nas 6 ETAR estudadas que drenam os seus efluentes para o rio Ardila, revelaram descargas elevadas de matéria orgânica, avaliada através das variáveis  $\text{CBO}_5$  e CQO. Com excepção da ETAR de Safara Poente, verificou-se uma grande dispersão de concentrações com identificação de situações extremas em todas as outras ETAR. Tal fato recomenda uma optimização do tratamento biológico.

No que diz respeito aos nutrientes ( $\text{P}_{\text{total}}$  e  $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$ ), mais uma vez, apenas a ETAR de Safara Poente descarrega um efluente com valores compatíveis com Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto (Fig. 4a e Fig. 4b). Recomenda-se a optimização da VO na ETAR de Safara Nascente e a implementação de tratamentos terciários nas restantes ETAR. Refira-se que o azoto e o fósforo são os principais nutrientes que influenciam a produtividade na água doce (Wetzel, 1993), podendo promover o desenvolvimento excessivo de algas e o desequilíbrio biológico, situação que já se observa no rio Ardila.

Relativamente aos óleos e gorduras as ETAR em estudo descarregam para o rio Ardila concentrações superiores ao VLE estipulado na legislação em vigor (Fig. 6). Esta situação poderá indiciar que as afluências às ETAR são sobretudo de origem urbana com

características de água residual forte. Por outro lado, reflete um tratamento inadequado com ausência de desgordurador. Em consequência, recomenda-se a identificação da proveniência destes óleos (i.e. queijarias artesanais, indústrias) por forma à implementação de regras restritivas à admissão das águas residuais no coletor municipal ou à integração de desgordurador no processo de tratamento.

De acordo com a DQA, para se atingir o bom estado ecológico e químico em 2015, parece evidente que no rio Ardila é necessário implementar medidas de minimização com vista à redução da entrada de poluentes, prejudiciais não só para o ecossistema rio mas também para o sistema Alqueva-Pedrogão situado a jusante.

Com base nos resultados obtidos para as 6 ETAR que descarregam os seus efluentes tratados no rio Ardila (poluição pontual) recomenda-se uma melhoria dos sistemas de tratamento existentes, nomeadamente: (1) no tratamento biológico na ETAR de Amareleja e de Sto. Aleixo; (2) na identificação das fontes de óleos e gorduras (queijarias artesanais) (3) na instalação de unidades de pré-tratamento nas fontes identificadas ou a introdução de um órgão para eliminar os óleos e gorduras em qualquer uma das ETAR, numa primeira fase na ETAR de Moura e ETAR de Sto. Aleixo ou; (4) na imposição de valores mais restritos na admissão de águas residuais industriais ou equivalentes, que drenam para os coletores municipais; (5) na implementação de tratamentos terciários para remoção de nutrientes.

A implementação das medidas sugeridas será fundamental tendo em consideração a necessidade de promover uma gestão integrada do sistema Alqueva-Pedrogão que contemple toda a bacia de drenagem.

Refira-se contudo que na sua globalidade estas medidas estão sugeridas no Plano de Bacia do Guadiana (2012), sem contudo até à data se ter verificado a sua implementação.

### **2.2.6 Referências**

Câmara Municipal de Moura (2007) Informação Técnica Interna. Moura.

Davis, M. & Cornwell, D. (1998) *Introduction to Environmental Engineering*. 3rd Ed. McGraw-Hill. International Edition. Boston.

Decreto Regulamentar nº 23/95 de 23 de Agosto. Diário da República nº 194 - I Série-B. Ministério das Obras Públicas, Transportes e Comunicações. Lisboa.

Decreto-Lei nº 149/2004 de 22 de Junho. Diário da República nº 145 - I Série-A. Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente. Lisboa.

Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de Julho. Diário da República nº 139 - I Série-A. Ministério do Ambiente. Lisboa.

Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto. Diário da República nº 176 - I Série-A. Ministério do Ambiente. Lisboa.

Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro. Estabelece um Quadro de Ação Comunitária no Domínio da Política da Água. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, 22 de Dezembro de 2000.

Instituto da Água [IA] (2001) Azola em Portugal. Instituto da Água. Ministério do ambiente e do Ordenamento do Território, Centro de Biologia Ambiental 1- Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.

Instituto Nacional de Estatística [INE] (2001) Censos populacionais de 2001.

Lei nº 58/2005 29 de Dezembro. Diário da República nº 249 - I Série-A. Assembleia da República. Lisboa.

MetCalf & Eddy (2003) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th Ed. Revised, by George Tchobanoglous & Franklin L. Burton, McGraw-Hill. International Edition. New York.

PROCESL (2003) Estudo da Situação das Fontes de Poluição Urbana na Bacia Hidrográfica da Barragem de Pedrógão. Relatório base não publicado para a EDIA. Engenharia Hidráulica e Ambiental, Lda. Algés.

Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos [SNIRH] (2008) Base de dados das Estações Meteorológicas: da Amareleja (DGRN) (24N/01UG), de Moura (DHG) (25M/04U) e de Santo Aleixo da Restauração (25O/01UG). Precipitação diária (mm). Acedido em 28 de Agosto de 2008, em: <http://snirh.pt>

Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1973) *Introduction to Biostatistics*. Editors Donald Kenned & Roderic B. Park, W. H. Freeman and Company. San Francisco.

Vassiljev, A. Blinova, I. & Ennet, P. (2008) Source Apportionment of Nutrients in Estonian Rivers. *Desalination*, **226**, 222-230.

Wetzel, R.G (1993) *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa..



## Capítulo 3. Aplicação do modelo SWAT para avaliação da bacia do rio Ardila

---

Este capítulo é baseado nos seguintes artigos:

Durão, A., Morais, M.M., Chambe-Leitão, P., Brito, D., Fernandes, R.M. & Neves, R. (2012). Estimation of transported pollutant load in Ardila catchment using the SWAT model. *Journal of Environmental Science and Engineering B*, 1(10), 1179-1191.

Este artigo foi apresentado sob a forma de comunicação oral no: International SWAT Conference, June 15-17, 2011, University of Castilla La Mancha, Toledo, Spain. p.34 Book of Abstracts.

Durão, A., Morais, M.M., Brito, D. & Neves, R. Influence of land use on nutrients transport using SWAT model: Study case of Ardila Watershed. Submitted to: *Earth Science and Engineering Journal*.

Este artigo foi apresentado sob a forma de Poster no: International Conference on Ecohydrology and Climate Change, September 15-17, 2011, Instituto Politécnico de Tomar, Tomar, Portugal. p.115.

Durão, A., Morais, M.M., Serafim, A. & Brito, D. Modeling discharge and water quality in a temporary river basin using SWAT model. Submitted to: *European Water Journal*.

Este artigo foi apresentado sob a forma de Poster no TEMPRIV 2012 – International Conference on Temporary Rivers: Ecohydrology and Ecological Quality in Temporary River, September 12-14, 2012, Évora, Portugal.

## **Sumário**

O Soil and Water Assessment Tool [SWAT] foi desenvolvido pelo Dr Jeff Arnold para o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos [USDA], no início da década de 90. O SWAT é um modelo matemático que tem como objetivo analisar o impacto decorrente das alterações no uso do solo sobre o escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos e qualidade da água. O modelo incorpora equações de regressão que descrevem a relação entre as variáveis de entrada e de saída. Requer informação específica sobre o clima, propriedades do solo, topografia, vegetação e gestão das práticas do uso do solo na bacia hidrográfica. O SWAT2005 é um modelo hidrológico semi-distribuído com ArcView GIS 3.2 e uma interface chamada AVSWAT que delimita a bacia hidrográfica usando o modelo digital do terreno, calcula diariamente o balanço de água com base no tipo de solo, declive, uso do solo e dados meteorológicos. A bacia é dividida em sub-bacias, representando a heterogeneidade da área de estudo, e cada sub-bacia é subdividida em várias unidades de resposta hidrológica (HRU), com características homogêneas do uso e do tipo de solo. As HRU representam as percentagens da área da sub-bacia e não são identificadas espacialmente na simulação. O modelo hidrológico atende aos componentes: escoamento superficial, percolação, fluxo lateral, água no solo, evapotranspiração e perda de transmissão do canal. A simulação hídrica comporta duas partes. A primeira contempla a fase terrestre do ciclo hidrológico, que controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e carga de pesticidas para o canal principal de cada sub-bacia. A segunda divisão corresponde à fase da água, definida como o movimento da água, nutrientes, sedimentos, etc., através da rede de canais da bacia. O SWAT dispõe de dois métodos para estimar o escoamento superficial: o método da Curva Número [CN] (SCS, 1972) e o método da infiltração do Green & Ampt (1911). No procedimento CN o escoamento superficial em cada HRU é estimado em função do tipo de solo, declive, estado inicial da humidade do solo, uso da terra e das práticas agrícolas. O SWAT dispõe de três métodos para estimar a evapotranspiração potencial: método de Hargreaves, Priestley-Taylor e Penman-Monteith. O método de Penman-Monteith, inclui explicitamente todas as variáveis meteorológicas (radiação solar, a temperatura do ar, humidade relativa e a velocidade do vento) que actuam no processo de evaporação. O SWAT dispõe de um gerador climático Weather Generator Model (WXGEN), que gera valores diários a partir de valores médios mensais



da serie de dados meteorológicos. As variáveis climáticas exigidas pelo SWAT incluem precipitação diária, temperatura máxima/mínima do ar, radiação solar, velocidade do vento e humidade relativa.

Neste trabalho utilizou-se a versão SWAT2005, por ser uma ferramenta que permite simular os processos físicos que ocorrem em bacias hidrográficas de média e grande dimensão. Feita esta prévia explicação do funcionamento do SWAT neste capítulo apresentam-se os resultados da aplicação do SWAT na bacia hidrográfica do Ardila, estimando o escoamento e as cargas geradas.

# Capítulo 3

## ***3.1 Estimation of pollutant loads in Ardila watershed using the SWAT model***

### ***Abstract***

Excess of organic matter and nutrients in water promote eutrophication, process observed in the Ardila river. It was classified as very polluted being critical for Alqueva-Pedrogão System. The aim of this study was to estimate the transported nutrients loads in a transboundary watershed using the SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model and to determine the contribution of nutrients load in the entire watershed. Ardila watershed is about 3711 km<sup>2</sup> extended from Spain (78%) to the Eastern part of Portugal (22%). It was discretized into 32 sub-basins using automated delineation routine, and 174 hydrologic response unit. Monthly average meteorological data (from 1947 to 1998) were used to generate daily values through the Weather Generator Model incorporated in SWAT. Real daily precipitation (1931 to 2003) was introduced. The model was calibrated and verified for flow (1950 to 2000) and nutrients (1981 to 1999). Model performance was evaluated using statistical parameters, such as Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) and root mean square error ( $R^2$ ). Calibration and verification flow results showed a satisfactory agreement between simulated and measured monthly date from 1962 to 1972 (NSE=0.8;  $R^2 = 0.9$ ). The results showed that the most important diffuse pollution comes from the two the main tributary (Spain). The estimated nitrogen and phosphorous loads contribution per year was respectively 72% and 59% in Spain and 28% and 41% in Portugal. The SWAT model revealed to be an useful tool for an integrated water management approach that might be improved taking in count the Water Framework Directive (WFD).

*keywords: Diffuse pollution. SWAT model. nutrients. integrated water management. Ardila watershed.*

### **3.1.1 Introduction**

Nowadays one of the major causes of water quality deterioration is associated with diffuse source pollution due to the intensification of agricultural activities and the development of large urban centers. Nutrient inputs can enhance crop growth. However an excessive of organic matter and nutrients input could result in the impairment of water quality, accelerating the eutrophication process.

The mathematical modeling has become a primary technology for analyzing diffuse pollution and its spatial distribution due to, continuous water quality monitoring are very expensive, time consuming and spatially impractical at the watershed level. When the measured data are insufficient to depict pollution levels within a watershed, models would be used to assess the pollutant loadings allowed to be discharged into the receiving water body (Chu *et al.*, 2004).

The evaluation of water bodies caused by pollution requires modeling studies in order to assess the pollutant loading (Lam *et al.*, 2010). Modeling is also a necessary step in the implementation of the Water Framework Directive (WFD) (Pisinaras *et al.*, 2010). The WFD establishes an integrated approach on management and protection of Europe's aquatic environment. The main aim of this directive is to achieve good chemical and ecological status for receiving waters by 2015.

The SWAT model is a mathematical model, originated in 1996 and continuously developed since then by the Agricultural Research Service and Texas A & M University, whose main function is analysis the impacts of land management practices on different soil and land use patterns on the surface and groundwater flow, sediment yield and water quality (Neitsch *et al.*, 2005). The SWAT model has been widely used all around the world to predict stream discharge and nutrient load from watersheds of various sizes (Gassman *et al.*, 2006 in Lam *et al.*, 2010), for developing total maximum daily load by simulating the hydrology, sediment, nutrient and pollutant loading of large basins (Narasimhan *et al.*, 2010), for watershed scale studies dealing with water quantity and quality. Model scenarios can be helpful in finding reasonable measures for assessing environmental ecological status, while taking into account relevant factors such as climate, land, and water use (Krysanova *et al.*, 2005; Højberg *et al.*, 2007 in Lam *et al.*, 2010). As reported by Chu *et al.* (2004) in general, application of SWAT for assessing diffuse pollution has shown reasonable results.

In this study the SWAT model was used to simulating the hydrology and quantifies the nutrients load in the Ardila watershed.

The Ardila river is an international river which rises in Spain and flows into Portugal on the left bank of the Guadiana river, south of the Alqueva dam, the largest reservoir in Europe. This river was classified as a very polluted and considered critical for Alqueva-Pedrogão System. Frequently have been observed algae blooms due to excessive presence of organic matter and nutrients (Durão et al. unpublished). Thus, it is important to quantify the nutrient load as well as its provenance. Therefore, the aim of this study were: (1) to estimate the stream flow; (2) to estimate the transported nutrients load in a transboundary watershed using the SWAT model; and (3) to determine the contribution of nutrients load in the entire watershed.

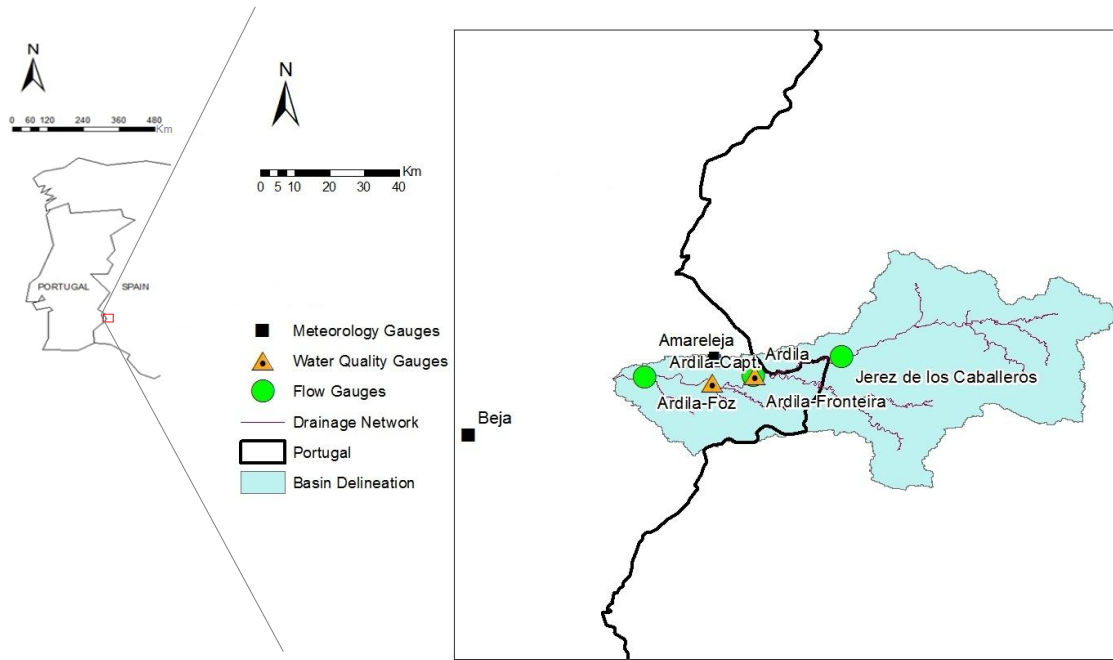
### **3.1.2 Methodology**

#### **3.1.2.1 Study area**

The Ardila river is located at 7.467°W and 38.2°N, it is an international river which rises in Spain saw Tentudia to 1100 m altitude and flows into Portugal on the left bank of the Guadiana river at elevation 95 m, near the Moura city, south of the Alqueva dam, the largest reservoir in Europe. The total length is about 160 km. This river crosses the southern part of Jerez de los Caballeros and Oliva de la Frontera cities (Badajoz province, Spain). Among its tributaries the most relevant are Benferre stream, which only runs in Spain, and Murtega stream already in Portugal (CHGuadiana, 2008).

The Ardila watershed area is about 3711 km<sup>2</sup>, 78% of which is located in Badajoz province and 22% in Moura council in Alentejo region. Fig.1 depicts the Ardila watershed location, where are identified the water quality, the flow and the meteorology gauges.

The climate is Mediterranean, characterized by warm and dry summers and wet winters. According Thornthwaite classification the climate is defined by a water index that combines the indices of aridity and humidity which relate to precipitation, temperature and evapotranspiration. The Portuguese part of Ardila watershed (Moura) is Mesothermal semiarid (D) with water index between -20 and -40 (PBH, 1999).



**Fig. 1** Location of the Ardila watershed, meteorology, water quality and flow gauges.

The mean precipitation is 533.6 mm year<sup>-1</sup>, maximum is 816.9 mm year<sup>-1</sup> and the minimum is 242.9 mm year<sup>-1</sup> (Amareleja gauge 1931-1999). The mean air maximum temperature is 32.6°C in August and the mean air minimum is 5.3°C in January (Beja 1971-2000 *in* IMP, 2000).

### 3.1.2.2 SWAT Model input data

The SWAT model calibration and validation for stream flow was carried out using data recorded at two flow gauges: Ardila fronteira, located at 7.127°W and 38.178°N and Ardila-Foz, located at 7.129°W and 38.172°N (Fig.1). The available daily flow data is related to the period from 1950 to 2000 (SNIRH, 2008).

To determine the loads transported by the Ardila river, time-continuous data on flow and water quality at some points of the watershed are needed. The water quality data available is related to hydrologic years from 1981 to 1999 (SNIRH, 2008a), concerning the Ardila Capt gauge, located at 7.237°W and 38.152°N and Ardila fronteira gauge, located at 7.127°W and 38.178°N. These gauges are situated on the Portuguese site (Fig.1).

The ArcSWAT interface for SWAT version 2005 was used to compile the SWAT input files. The basic data sets required to set up the model inputs are: Digital Elevation Model (DEM), soil, land use and climatic data.

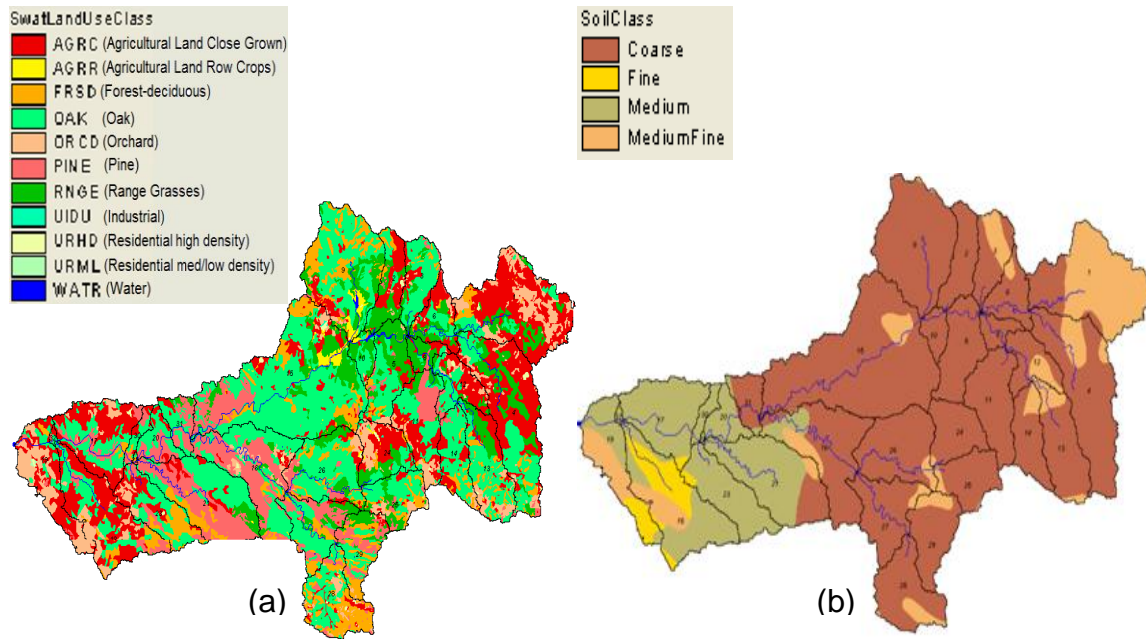
The DEM information was used for automatic delineation of the watershed. The DEM determines the direction of flow as well as the physical characteristics of the watershed. In this study the DEM (raster format with a grid resolution of 70 m) has been clipped from the Shuttle Radar Topography Mission DEM data (Hounam & Werner, 1999).

The hydrographic network can be determined automatically from the DEM or can be provided via a map. In this study the hydrographic network was determined automatically.

The daily values of precipitation, radiation, relative humidity, wind speed and maximum and minimum temperatures data that SWAT requires can be entered directly through a file or can be simulated by the model. In this study the Weather Generator Model (WXGEN) incorporated in SWAT generates daily values based on monthly averages data from meteorological Beja gauge, localized at 7.868°W and 38.018°N (Fig. 1), corresponding to 41 years of data (from 1947 to 1998). The weather variable that has a significant influence on the flow is the precipitation. So, the real daily precipitation series data used were obtained from Amareleja meteorological station (SNIRH, 2003) localized in the watershed Portuguese side, at 7.229°W and 38.210°N (Fig. 1). Daily precipitation data was obtained from Amareleja gauge, because it was the only that has a long complete time series, corresponding to 72 years of data (1931 - 2003). This option is selected because the inter-annual variations in precipitation affect the estimated loads.

The land use and soil types associated with meteorological data are important, which significantly influence on the water balance. The land use map has been clipped from the CORINE (2000), whose legend is based on the CORINE level 3 legends. The original legend entries were reclassified and, in some cases, aggregated to conform to the land use database present in the SWAT model (the watershed results included 11 land use classes). The soil map 1:1 000 000 was gathered from European Environmental Agency (EEA) data center in vector form covering the entire Ardila watershed. This data set was first digitalized by Platou *et al.* (1989) and further improved by Vossen and Meyer-Roux (1995).

The input data for the soil can be divided into two groups, physical and chemical characteristics. The soil physical property, influence the movement of water and air through the profile and has greater impact on water within the HRU. The chemical characteristics are used to set initial levels of various chemicals in the soil (Neitsch *et al.*, 2002). Land use and soil texture map used in this study can be seen in Fig. 2.



**Fig. 2 Land use (a) and soil classification (b) at Ardila watershed.**

Land use is dominated by Oak and Agricultural Land Close Grown (AGRC). The Oak land area occupies 36 %, AGRC 21%, Range Grasses (RN&E) 12%, Pine 12%, Forest-deciduous (FRSD) 10%, Orchard (ORCD) 8%, Industrial (UIDU) 0.04%, Agricultural Land Row Crops (AGRR) 0.7%, Urban 0.4% and Water 0.2% of the watershed area. The soil texture is a basic property of soil physics. The dominant soil texture of the Ardila watershed is coarse (66%) the others are medium (18%), medium fine (13%) and fine (3%).

### 3.1.2.3 Principles of the SWAT model

SWAT is a semi distributed hydrological model with ArcView GIS 3.2 interface called AVSWAT, which delimits the river watershed and network using the DEM and calculates the daily water balance based on soil type, slope, land use and weather data. The model is based on the water balance general equation (Neitsch *et al.*, 2005):

$$SW_t = SW_o + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{suf} - E_a - w_{seep} - Q_{gw}) \quad (1)$$

Where:  $SW_t$  is the final soil water content (mm  $H_2O$ );  $SW_o$  is the initial soil water content on a day  $I$ ;  $t$  is the time (days);  $R_{day}$  is the amount of precipitation;  $Q_{suf}$  is the surface runoff;  $E_a$  is the amount of evapotranspiration;  $w_{seep}$  is the amount of water entering in the

vadose zone from the soil profile; and  $Q_{gw}$  is the amount of water returning to the rivers as base flow.

The hydrological model components are comprised of surface runoff, percolation, lateral flow, ground water, evapotranspiration and channel transmission loss. Simulation of the hydrology of a watershed is split into two major divisions. The first division is the land phase of the hydrologic cycle, which controls the amount of water, sediment, nutrient and pesticide loading into the main channel in each sub-basin. The second division is the water phase or routing phase that can be defined as the movement of water, sediment, nutrient, etc. through the channel network of the watershed to the outlet (Neitsch *et al.*, 2005).

The SWAT model represents the large-scale spatial heterogeneity of the study area by dividing the watershed into multiple sub-basins. Each sub-basin is subdivided into several hydrologic response units (HRU) with homogeneous characteristics of land use, soils type and management. The HRU represent percentages of the sub-basins area and are not identified spatially in the simulation (Gassman *et al.*, 2007). The climatic variables required by SWAT include daily precipitation, maximum and minimum air temperature, solar radiation, wind speed and relative humidity. Major components of the model include hydrology, weather, and agricultural management. The details of all components can be found in Neitsch *et al.* (2005).

The hydrologic balance is simulated for each HRU, including canopy interception of precipitation, portioning of precipitation and irrigation water between surface runoff and infiltration, redistribution of water within the soil profile, evapotranspiration lateral subsurface flow from the soil profile, and return flow from shallow aquifers. To estimate surface runoff from HRUs the combination of daily rainfall and the Soil Conservation Service curve number (CN) procedure was used, which is a function of the soil type, slope, initial soil moisture state, land use and management practices (Gassman *et al.*, 2007). The CN scale is non-linearly with the moisture content of the soil, it ranges from 0 to 100. These extreme values correspond to permeable and impermeable (waterproof) cover.

SWAT offer various methods to estimate the potential evapotranspiration (PET), such as Hargreaves, Penman-Monteith and Priestley. To calculate PET the Penman-Monteith method was used. This method needs relative humidity, wind speed, solar radiation and temperature. The maximum and minimum temperature inputs are used to estimate daily soil and water temperature. Recharge below the soil is portioned between shallow and deep



aquifers. The return flow to the stream system and PET from the deep-rooted plants (revap) can occur from shallow aquifers. The movement and the transformation of nitrogen (N) and phosphorus (P) within an HRU are simulated as a function of nutrient cycles consisting of several inorganic and organic pools. Simulated losses of N and P from the soil can occur by crop uptake and in surface runoff in both the solution phase and on eroded sediment. Losses of N can also occur in percolation below the root zone, in lateral subsurface flow including tile drains, and volatilization to the atmosphere (Gassmen *et al.*, 2007).

SWAT models the movement of water in to adjacent unsaturated areas as a function of water demand for evapotranspiration. This process has been termed revap. The revap is significant in watershed where the saturated zone is not very far below the surface or where deep-rooted plants are growing. SWAT simulates the nitrogen cycles in the soil profile and in the shallow aquifer. In soil and water, nitrogen is extremely reactive and exists in a number of dynamic forms. It may be added to the soil in the form of fertilizer, manure or residue application, bacteriological fixation, and rain. It can be removed from the soil through plant uptake, soil erosion, leaching, volatilization and denitrification. In the SWAT model, there are five different pools of nitrogen in the soil. Two of the pools are inorganic forms of nitrogen ( $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$ ), while the other three pools are organic forms of nitrogen (active, stable and fresh). Nitrate may be transported with surface runoff, lateral flow or percolation. Nitrate entering the shallow aquifer in recharge from the soil profile through the percolation may be remained in the aquifer, moved with groundwater flow into the main channel, or be transported out of the shallow aquifer with water moving into the soil zone in response to water deficiencies, and moved with recharge to the deep aquifer. For the lowland watershed, groundwater component is dominant pathway and plays an important role in transporting nitrate from the shallow aquifer to the main channel or to the soil zone through the upwelling of groundwater processes. The amount of nitrate moved with the water is calculated by multiplying the nitrate concentration in the mobile water by the volume of water moving in each pathway. The concentration of nitrate in the mobile water fraction is calculated as (Neitsch *et al.*, 2005):

$$NO_{3, \text{mobile}} = \frac{NO_{3ly} (1 - \exp[\frac{-W_{\text{mobile}}}{(1 - \theta_e) SAT_{ly}}])}{W_{\text{mobile}}} \quad (2)$$

Where:  $NO_{3, \text{mobile}}$  is the concentration of nitrate in the mobile water for a given layer ( $\text{KgN mm}^{-1} \text{H}_2\text{O}$ );  $NO_{3ly}$  is the amount of nitrate in the layer ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ),  $W_{\text{mobile}}$  is the amount of mobile water lost by surface runoff ( $Q_{\text{surf}}$ ), lateral flow ( $Q_{\text{lat}, ly}$ ) or percolation ( $Q_{\text{perc}, ly}$ ) in the layer ( $\text{mm H}_2\text{O}$ ), for top 10mm, for lower soil layers there is no  $Q_{\text{surf}}$ ;  $\theta_e$  is the fraction of porosity from which anions are excluded; and  $SAT_{ly}$  is the saturated water content of the soil layer ( $\text{mm H}_2\text{O}$ ).

$$W_{\text{mobile}} = Q_{\text{surf}} + Q_{\text{lat}, ly} + W_{\text{perc}, ly} \quad (3)$$

Surface runoff is allowed to interact with and transport nutrients from the top 10mm of soil. The nitrate removed in surface ( $NO_{3\text{surf}}$ ) is calculated:

$$NO_{3\text{surf}} = \beta_{NO_3} \cdot NO_{3, \text{mobile}} \cdot Q_{\text{surf}} \quad (4)$$

Where:  $\beta_{NO_3}$  is the nitrate percolation coefficient that allows the user to set the concentration of nitrate in surface runoff to a fraction of the concentration in percolate.

Organic N transport with sediment is calculated with a loading function developed by McElroy *et al.* (1976), and modified by William and Hann (1978) for application to separate runoff events. Estimation of the daily organic N runoff loss is based on the concentration of organic N in the topsoil layer, the sediment yield, and the enrichment ratio. This enrichment is a ratio of the mass of organic N in sediment to organic N in the soil. The plant uptake nitrogen is estimated using a supply-and demand approach (Neitsch *et al.*, 2005).

SWAT monitors six different pools of phosphorus in the soil, which three of them are inorganic forms of phosphorus while the other three pools are organic forms. The amount of soluble P and organic P concentration should be specifying by the user, otherwise, SWAT will initialize levels of phosphorus in the different pools. While SWAT allows nutrient levels to be input as concentrations, it performs all calculations on a mass basis. Phosphorous is not soluble, so, SWAT allows soluble P to leach only from the top 10 mm of soil.

### 3.1.3 Nutrients

Nutrients of interest in the SWAT model prediction are nitrate nitrogen ( $NO_3\text{-N}$ ), ammonia nitrogen ( $NH_4\text{-N}$ ), total Kjeldahl nitrogen (TKN), soluble phosphorus ( $PO_4\text{-P}$ ) and total

phosphorus (TP). The  $\text{PO}_4\text{-P}$  and  $\text{NO}_3\text{-N}$  are important water quality parameter used to indicate water pollution.  $\text{PO}_4\text{-P}$  is the main form of phosphorus assimilated by the aquatic plants. The amount of  $\text{NO}_3\text{-N}$  in runoff is only considered in the top soil layer (10 mm thickness).  $\text{NO}_3\text{-N}$  loading is estimated as the product of the volume of runoff and nitrate concentration in the first layer. Amounts of  $\text{NO}_3\text{-N}$  contained in lateral subsurface flow and percolation are estimated as a product of the volume and the average concentration of  $\text{NO}_3\text{-N}$  in each layer (Chu *et al.*, 2004). The total nutrient loading is the summation of loading from both surface runoff and base flow.

Daily quality simulations were performed from 1981 to 1999. This simulation period was chosen according to the availability of water quality information at Ardila capt gauge. The measured nitrate concentration series available is reported from 1981 to 1999.

As the SWAT provides the record of daily flow ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ), the monthly flow is the sum of the daily multiplying the 86400 (s). The simulated load was calculated multiplying the concentration by the SWAT flow. The product of measured daily nitrate concentration and simulated flow were used to estimate the daily observed nitrate load. The simulated results of nutrients concentration were compared with the corresponding measured data at Ardila Capt gauge.

The simulated dissolved P was compared with observed phosphate. The summation of phosphorus runoff and phosphorus groundwater loading of each sub-basin was assumed as TP loading.

#### **3.1.4 Watershed delineation**

The watershed discretization in the SWAT model is approached through sub-basins defined by the watershed DEM, and HRU, which comprise similar land use and soil type combinations within the sub-basins. The Watershed Delineation module of AVSWATX is based on some elementary raster functions provided by ArcView and the Spatial Analyst extension. In this study the SWAT model was conducted by dividing the Ardila watershed into 32 sub-basins and 174 HRU (Fig. 3).

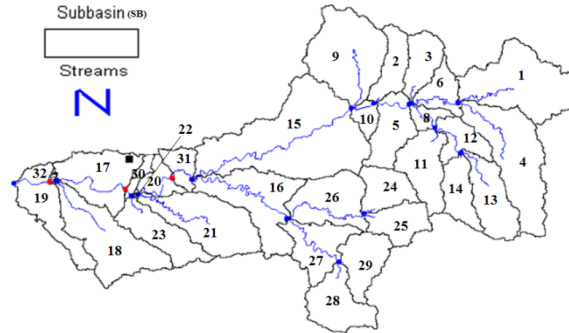


Fig. 3 Ardila watershed delineation (32 sub-basin and 174 HRU).

### 3.1.5 Results and discussion

#### 3.1.5.1 Simulation of flow

The simulated results of flow were compared with the corresponding measured data in Ardila-Foz gauge. For the model calibration, the flow series was compared with daily data, for the hydrologic years 1949-2000. The application of the model in the first simulation showed differences between simulated and observed flows, mainly because the groundwater default values established by the model, do not reflect the watershed reality. The variables of groundwater with more influence in the calibration process, which need to be adjusted, are: baseflow recession coefficient (ALFA\_BF); groundwater revap (GW\_REVAP) and groundwater delay time (GW\_DELAY). Table 1 depicts the initial and final values for calibrated variables.

**Table 1 Allowable ranges, initial and final values for calibrated variables**

Variable name	Allowable range	Initial value Simulation 1	Final value Simulation 2
ALFA_BF	0.1 - 1.0	0.048	1.0
GW_REVAP	0.02 - 0.20	0.02	0.02
GW_DELAY	0 – 500	200	3
USLE_K	0.01 - 0.65	0.1	0.3

The ALPHA\_BF is a direct index of groundwater flow response to changes in recharge. For a land with slow response to recharge, the values vary from 0.1 to 0.3 and for a land with rapid response the values vary from 0.9 to 1.0 (Jeong, 2008). The value adopted, in this study, was 1.0 due to the rapid response of the basin.

The groundwater revap coefficient (GW\_REVAP) regulates the movement of water from the shallow aquifer to overlying unsaturated zone. The value was set at default value (0.02), because the saturated zone is very far below the surface in this watershed.

The groundwater delay time (GW\_DELAY), is the time that the water released by the soil bottom layer travels until reaching the shallow aquifer. It will depend on the depth to the water table and the hydraulic properties of the geologic formations in the vadose and groundwater zones (Galván *et al.*, 2009). The values vary from 0 to 500 day. For this study, in the second simulation the GW\_DELAY was set at 3 days. According with Vazquez-Amábile and Enguel (2005) when the GW\_DELAY is set at zero days it is assuming that there was no vadose zone between the lower limit of the soil bottom layer and the shallow aquifer, which fluctuated from the surface to 2.5 m during the year.

The term soil erodibility reflects the difference that some soils erode more easily than others even when all factors are the same. It is caused by the properties of the soil itself. Wischmeier and Smith (1978) define de soil erodibility (K) factor as the soil loss rate per erosion index unit for a specified soil as measured on a unit plot. A unit plot is 22.1 m long, with a uniform length-wise slope of 9%, in continuous fallow, tilled up and down the slope (Neistch *et al.*, 2005). The soil erodibility (K) factor is reflected by the conditions of soil reaction to the erosion process of hydrological nature. The values of USLE\_K vary from 0.01 a 0.65 (Mukundan *et al.*, 2010). In this study the USLE\_K adopted for calibration was 0.3, because it is a common value in Alentejo (Pimenta, 1998). Fig. 4 depicts the results of stream flow after calibration.

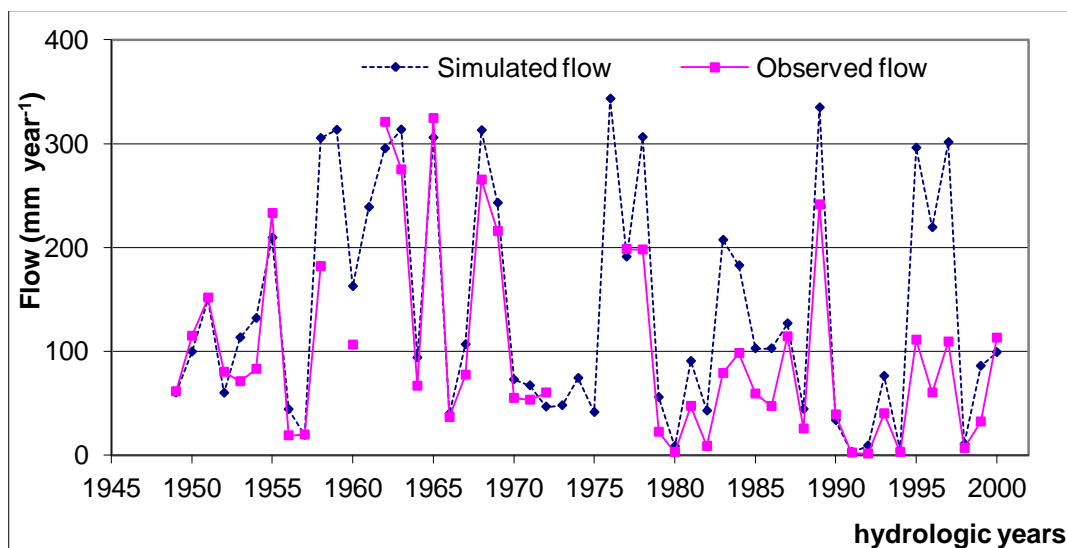


Fig. 4 Comparison of the observed and the simulated flow in Ardila-Foz gauge.

The model considers a decline in 1960, coinciding with the observed value, given the absence of observed data in 1959 and 1961, and from 1973 to 1976. From 1981, the simulated flow is greater than the observed flow, although the progress curve is similar. This situation suggests that the decrease in flow observed since 1981 is probably due to: (1) the change in flow curves of hydrometric Ardila-Foz gauge and; (2) the flow retention on the Spanish side.

Statistic reported for hydrologic calibration and validation are regression correlation coefficient ( $R^2$ ) and the Nash-Sutcliffe model efficiency (NSE) coefficient. The  $R^2$  value measures how well the simulated versus observed regression line approaches an ideal match and ranges from 0 to 1. A value of 0 indicating that no correlation exist and a value of 1 representing that the predicted dispersion equals the measured dispersion (Krause *et al.*, 2005). The NSE ranges from  $-\infty$  to 1 measures how well the simulated versus observed data match the 1:1 line. An NSE value of 1 again reflects a perfect fit between the simulated and measured data.

Observed and simulated results were compared by  $R^2$  and the NSE, for daily, monthly and all data for different period as seen in Table 2, Table 3, Table 4 and Table 5. There is no observed flow during the periods from 1961 to 1962 and from 1973 to 1976. As the result, the NSE for the antecedent period (1958-1959) and for the after period (1977-1988) is negative (Table 2, Table 3). A value of 0 or less than 0 indicates that the mean of the observed data is a better predictor than the model output.

**Table 2 Correlation coefficient ( $R^2$ ) and Nash-Sutcliffe model efficiency (NSE) coefficient from 1949 to 1958 and from 1958 to 1959.**

Period	1949-1958			1958-1959		
	all	monthly	daily	all	monthly	daily
Qmobserved (mm year <sup>-1</sup> )	94	95	94	181	181	182
Qmsimulated (mm year <sup>-1</sup> )	113	114	113	316	314	317
$R^2$	0.595	0.745	0.596	0.869	0.972	0.869
NSE	0.443	0.594	0.445	0.119	-0.514	0.119

**Table 3 Correlation coefficient ( $R^2$ ) and Nash-Sutcliffe model efficiency (NSE) coefficient from 1959 to 1960 and from 1962 to 1972.**

Period	1959-1960			1962-1972		
	all	monthly	daily	All	monthly	daily
$Qm_{\text{observed}}$ (mm year <sup>-1</sup> )	151	141	151	168	170	168
$Qm_{\text{simulated}}$ (mm year <sup>-1</sup> )	242	231	242	192	197	192
$R^2$	0.708	0.848	0.708	0.706	0.892	0.706
NSE	-0.631	-0.129	-0.630	0.644	0.840	0.644

**Table 4 Correlation coefficient ( $R^2$ ) and Nash-Sutcliffe model efficiency (NSE) coefficient from 1977 to 1988 and from 1988 to 1993.**

Period	1977-1988			1988-1993		
	all	monthly	daily	All	monthly	daily
$Qm_{\text{observed}}$ (mm year <sup>-1</sup> )	79	84	79	58	58	58
$Qm_{\text{simulated}}$ (mm year <sup>-1</sup> )	133	139	133	89	90	89
$R^2$	0.546	0.770	0.546	0.687	0.906	0.677
NSE	-0.185	0.065	-0.185	0.463	0.739	0.434

**Table 5 Correlation coefficient ( $R^2$ ) and Nash-Sutcliffe model efficiency (NSE) coefficient from 1994 to 2000.**

Period	1994-2000		
	all	monthly	daily
$Qm_{\text{observed}}$ (mm year <sup>-1</sup> )	52	62	52
$Qm_{\text{simulated}}$ (mm year <sup>-1</sup> )	105	160	N
$R^2$	0.522	0.707	N
NSE	-0.251	-4.943	N

According with Gassman *et al.* (2007) no absolute criteria for judging model performance have been firmly established in the literature for date. However, Moriasi *et al.* (2007) proposed that NSE values should exceed 0.5 in order for model results to be judged as satisfactory for hydrologic and pollutant loss evaluations performed on a monthly time step (and that appropriate relaxing and tightening of the standard be performed for daily and annual time step evaluations, respectively). So the results show a satisfactory agreement

between simulated and observed monthly time step for the period from 1949 to 1958 (0.594), from 1962 to 1972 (0.840) and from 1988 to 1994 (0.739).

The weaker results (1994-2000) can be attributed to inadequate representation of precipitation inputs, due to, either, a lack of adequate rain gauges in the simulated watershed, and the inaccuracies in measured stream flow data or the retention water in Spain.

### **3.1.5.2 Contribution of nutrient**

To have the same basis of comparison, flow data obtained from SWAT hydrologic model, after calibration and validation, was used to estimate the nitrate loading for both, simulated and observed data, because in the period with water quality measures (1991-1999), the observed flow was under the SWAT prediction, as seen in Fig. 4.

It was noted that the sampled monthly frequency was not the same (twice or only once per month). So, for the bi-monthly frequency, average value was chosen and for the monthly the existing value was considered. The product of the average monthly concentration and the simulated flow was performed to estimate the monthly observed loading. It also was noted failure on the monthly observed data. Therefore, those years without sufficient data were eliminated. The annual loading simulated, or observed per hydrologic year, was estimated as summation of the monthly average loading for the corresponding year.

#### **3.1.5.2.1 Nitrate**

Annual nitrate loading was calibrated/validated for the hydrologic years from 1991 to 1999. The comparison between simulated and observed results of the annual nitrate load at the Ardila capt gauge is shown in Fig. 5. The annual nitrate loading simulated is higher than the observed, except for the wet years 1995/1996 and 1997/1998, where the flow was higher (Fig. 6). In those years the SWAT shows high concentrations at the beginning of winter (Fig. 7), after that, it reduces with dilution effect. Whereas in the observed values was assumed that the concentration it keeps the same for all month. Consequently, the measured concentration values were higher (Fig. 7) with the same effect on nitrate loading.



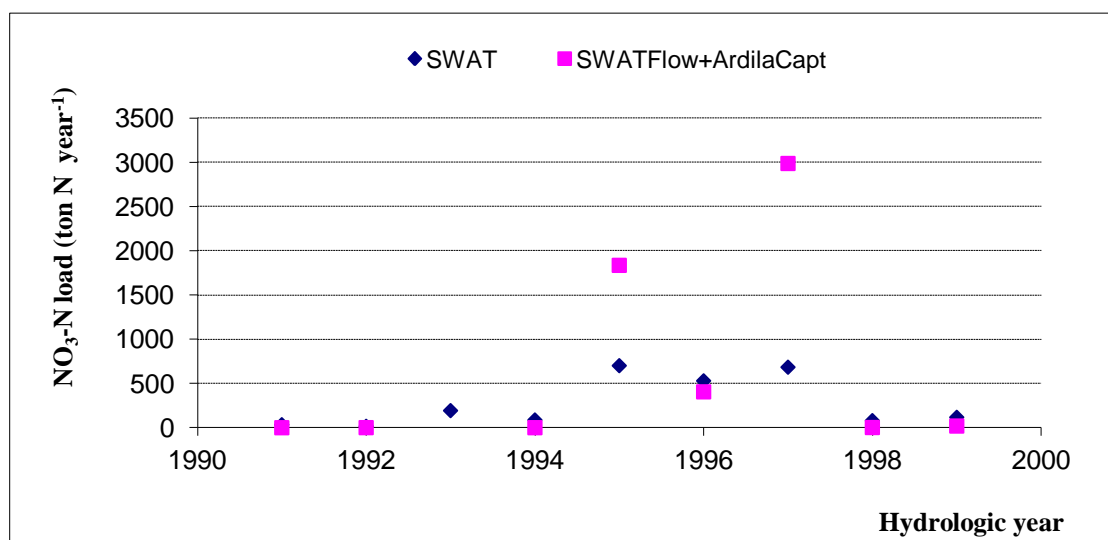


Fig. 5 Simulated and observed annual nitrates loading (ton N year<sup>-1</sup>) for hydrologic years (1991-1999).

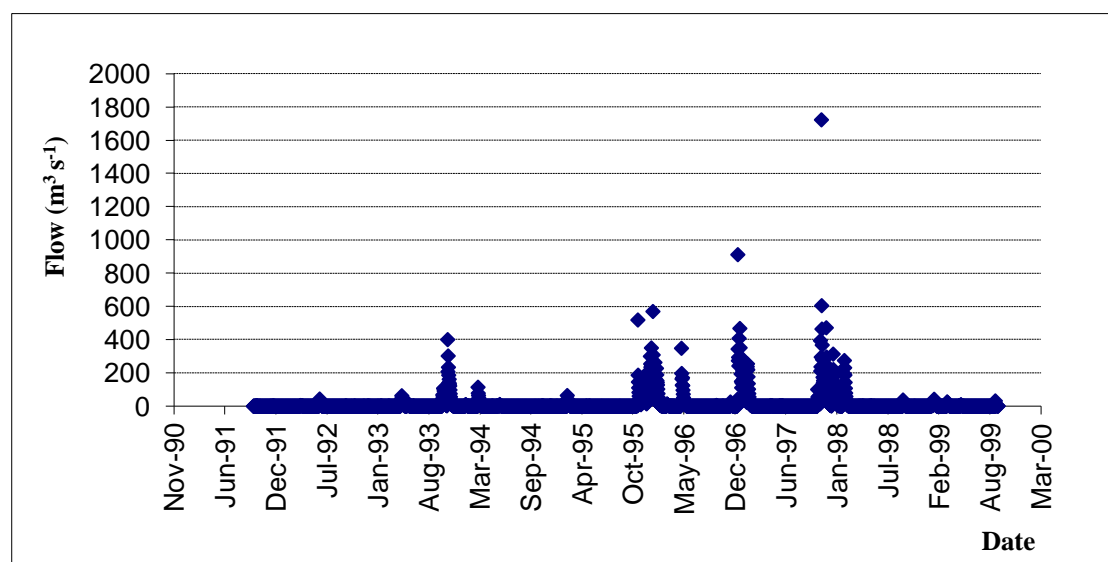
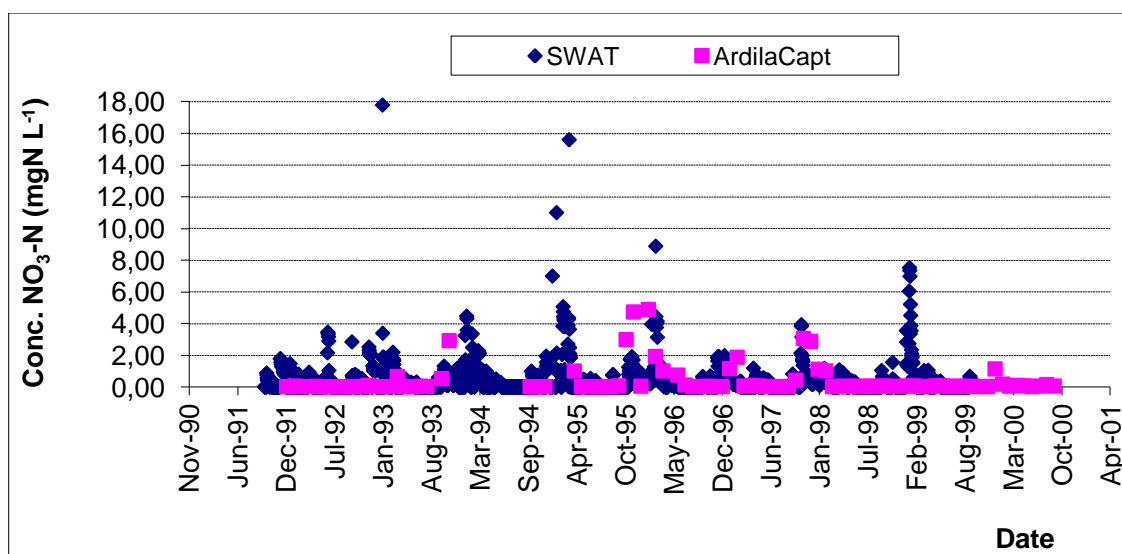
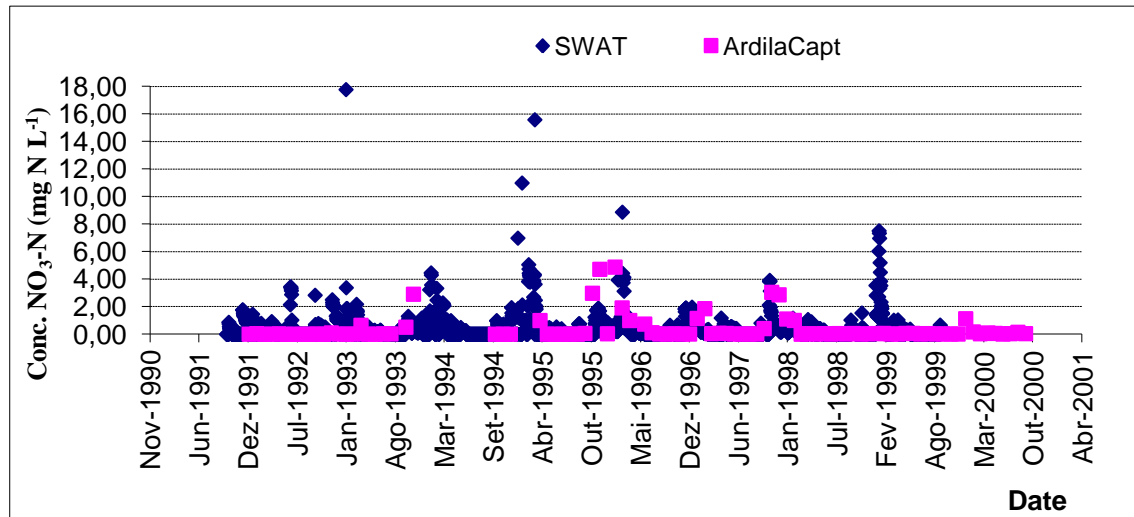


Fig. 6 Monthly evolution of simulated stream flow during the period (1991-1999).





**Fig. 7 Simulated and observed nitrate concentration ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) during the hydrologic years (1991-1999).**

Simulated and observed results per month were compared by  $R^2$  and the NSE for the same period (1991-1999). The average monthly nitrate load obtained by the model was  $25.4 \text{ ton N month}^{-1}$  and for observed values was  $65.9 \text{ ton N month}^{-1}$ . The model underestimated the average monthly nitrate load, so the  $R^2$  and NSE obtained was 0.42 and 0.25 respectively. These poor results may be due to: (1) the fact that the observed concentrations in a monthly basis may have occurred in extreme events (e.g. higher flow) not representing an monthly average value; (2) the lack of data that underestimates nitrogen sources in the watershed. Similar findings were reported by Chu et al. (2004), who obtained  $R^2 = 0.27$  and  $\text{NSE} = 0.16$  for the calibration period and  $R^2 = 0.38$  and  $\text{NSE} = 0.36$  for the validation period.

In accordance with river classification for multiple uses (DSRH 1998) the results (Fig. 7) show that the Ardila river can be classified as polluted ( $5.67 < \text{NO}_3\text{-N} < 11.30 \text{ mg N L}^{-1}$ ), tending to very polluted ( $11.32 < \text{NO}_3\text{-N} < 18.07 \text{ mg N L}^{-1}$ ) in wet years. As nitrogen is commonly used as an indicator of pollution from human activities (Joubert *et al.*, 2003), results could suggest that the contamination may be caused by human activities such as the utilization of fertilizers in excess.

#### 3.1.5.2.2 Dissolved phosphorus

The comparison between simulate and observed results of annual dissolved phosphorus loading at Ardila Capt gauge is shown in Fig. 8.

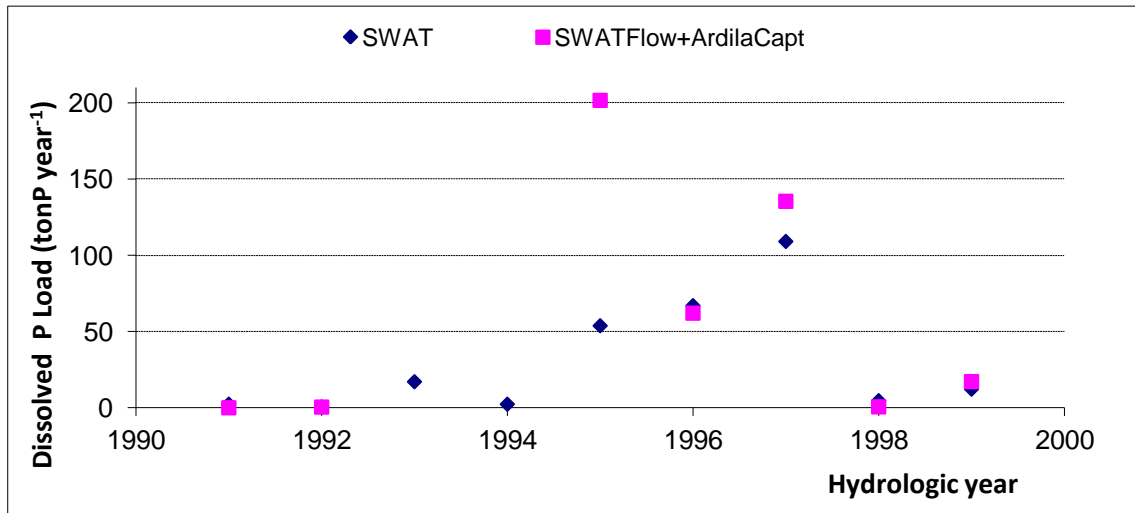


Fig. 8 Simulated and observed annual phosphate loading (ton P year<sup>-1</sup>) during the hydrologic years (1991-1999).

During the dry years of 1992, 1995, 1997 and 1999 (Fig. 6) the observed annual dissolved P loading were above the simulated results (Fig. 8), contrary to what happens in the wet years. In these years the dissolved P concentrations were higher although do not reaching the SWAT dissolved P predict (Fig. 9). This can be attributed to the assumption that the dissolved P concentration it keeps the same for all month, not coinciding with the peak of dissolved P concentration.

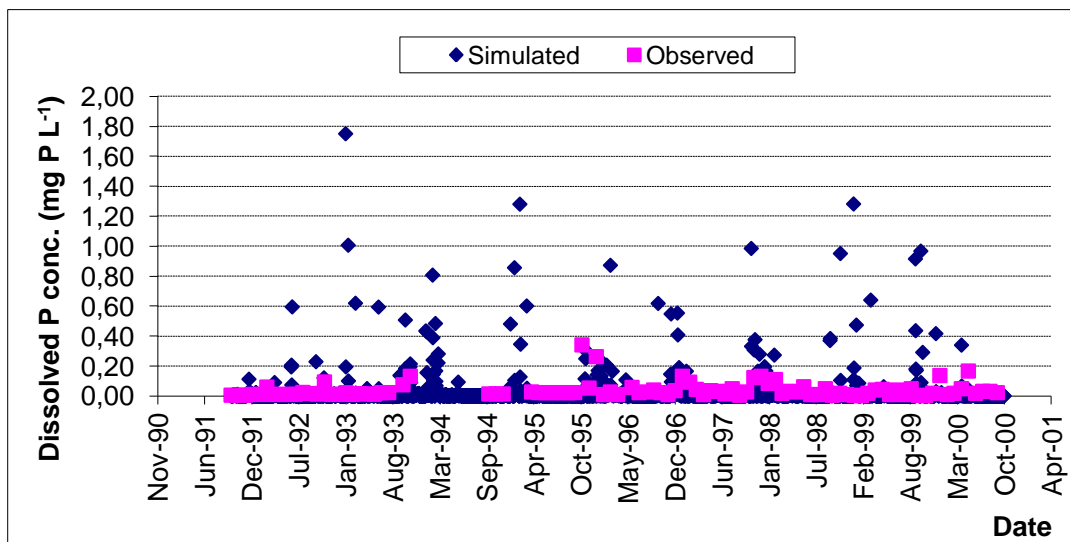


Fig. 9 Simulated and observed dissolved phosphorous concentration (mg P L<sup>-1</sup>) during the period (1991-1999).

The SWAT model over predict dissolved P monthly concentration (Fig. 9). As a consequence the simulated annual dissolved P loads for the dry hydrologic years (from

1991 to 1992 and from 1998 to 1999) were higher than the observed load. It can be concluded that the model overestimated the dissolved P concentration for the dry periods.

The average monthly dissolved P load obtained by the model was 2.8 ton P month<sup>-1</sup> and for observed values was 4.9 ton P month<sup>-1</sup>. R<sup>2</sup> and NSE obtained was 0.47 and 0.45 respectively. The model underestimated the average monthly dissolved P load, although the results can be considered reasonable for dissolved P, because the NSE (0.45) is within the range (0.39 to 0.93) found in the literature for monthly validation (Gassman et al. 2007).

In accordance with river classification for multiple uses (DSRH, 1998), the results of phosphate (Fig. 9) shows that the Ardila river can be classified as polluted (phosphate < 0.41 mg P L<sup>-1</sup>) and very polluted in summer (phosphate > 0.41 mg P L<sup>-1</sup>). These results can be associated with an excessive use of phosphorus in Ardila watershed as phosphate-based detergents, lawn and garden fertilizers, improperly sited and maintained wastewater systems, leaking sewers, agricultural drainage, pet waste, and urban storm water runoff. Although phosphorus being essential for algal and aquatic plant productivity an uncontrolled increases can trigger tremendous primary producers development (Joubert et al. 2003) which contributes to ecological processes degradation and eutrophication.

#### 3.1.5.2.3 Diffuse nutrients loads

Nutrients concentrations in stream are influenced by diffuse sources within the watershed. To evaluate the in came pollution and to quantify the nutrients load entering the entire watershed, nutrients load were simulated at five sub-basin outlets (SB) along the longitudinal Ardila river: SB1, SB2, SB3, SB4 and SB5. Daily simulations were performed from 1981 to 1999.

The nutrients load contribution at each sub-basin outlet was examined from upstream to downstream, from the point where Ardila enters in Portugal (Fig. 10). As can be seen (Fig 10), the main nutrient loads contribution came's from Spain (SB1 and part of SB2, because Murtega rises in Spain). Calculations based on area and loads per area in Spain, gave a total contribution of 72% of the total nitrogen and 50% of the total phosphorus. The same calculation only for Portugal, corresponds to contributions of 28% and 41%, respectively.

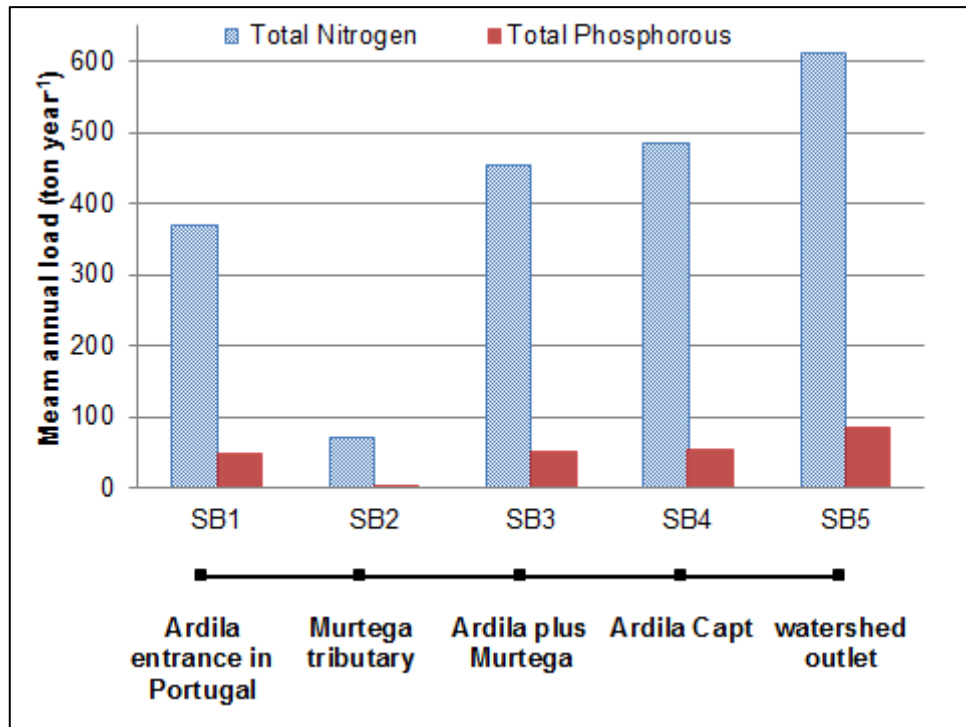


Fig. 10 Average annual loads of nutrients at sub-basin outlets along the longitudinal Ardila river.

For the entire watershed (SB5), the simulated average annual diffuse contributions of nitrogen and phosphorus loads for the studied period are 612 ton and 86 ton, respectively.

### 3.1.6 Conclusion

In this paper the SWAT model was applied to simulate the flow and to estimate the transported nutrients load in the Ardila watershed - a transboundary watershed in the Eastern part of Portugal and Badajoz province in Spain. The basis input data includes climate, topography, soil, land use and water quality data.

The calibration and validation of the SWAT output were implemented by comparing simulated flow, nitrate load and phosphorus load with corresponding in-stream measurements at the Ardila watershed. Simulations of flow, nitrate and dissolved phosphorus load were performed in daily time step.

The results were organized per month and per hydrological years. The results showed a good agreement between simulated and observed monthly flow with a NSE and  $R^2$  of: (1) 0.59 and 0.75, respectively for the period from 1949 to 1958; (2) 0.84 and 0.89, respectively from 1962 to 1972; (3) and 0.74 and 0.91, respectively from 1988 to 1994.

The statistical coefficients of the average nitrate load model performance were poor (NSE and  $R^2$  of 0.25 and 0.42). However, nitrate presents a typical seasonal behavior with high concentrations and high loads in winter months and low nitrate loads in drier summer months.

The statistical coefficients of the average dissolved P load model performance were relatively reasonable (NSE and  $R^2$  of 0.45 and 0.47).

In conclusion the model showed quite good agreement between observed and simulated data for the summer periods of 1996, 1997 and 1998, for both dissolved P and nitrate concentration. In contrast during the autumn and winter periods the model underestimated for both.

The estimated nitrogen and phosphorus loads contribution was about respectively 72% and 59% from Spain and 28% and 41% from Portugal.

The SWAT model revealed to be an useful tool to reproduce flow historical records and simulate results whenever gauging data are unavailable, what was observed for the periods between 1959 till 1961 and 1973 till 1976. However, real data at some points of the watershed is fundamental to achieve reliable results.

In this study to calibrate and validate the simulated results, daily inputs obtained at the Ardila river located in the Portuguese parte (Amareleja gauge) of the watershed, were used. However, further studies using additional data (precipitation, water quality, etc.) from Spain are recommended. An evaluative analysis of the influence of point sources and different land use cover types also should be made.

In fact as it was written before, the evaluation of water bodies degradation caused by point and diffuse source pollution requires modeling studies in order to assess the pollutant loading, as well as water pollution on the surrounding environment. Modeling is a necessary step in the implementation of the WFD. It mustn't be forgotten that the WFD establishes an integrated approach on management and protection of Europe's aquatic environment.

### 3.1.7 References

- Confederación Hidrográfica del Guadiana [CHGuadiana] (2008) Mapa de la Cuenca. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. <http://www.chguadiana.es>. Accessed 16 June 2010.
- CORINE (2000) Land Use Map, Corine Land Cover. <http://dataservice.eea.europa.eu/dataservice/metadetails.asp?id=196>. Accessed 19 October 2009
- Chu, T.W, Shirmohammadi, A., Montas, H. & Sadeghi, A. (2004) Evaluation of the SWAT model's sediment and nutrient components in the piedmont physiographic region of Maryland. *Trans. ASAE*, **47**(5), 1523-1538.
- Direcção de Serviços de Recursos Hídricos [DSRH] (1998) M5. Metodologia de avaliação da qualidade das águas superficiais. Lisboa. [http://gdeh.fct.unl.pt/eai\\_prat/Amostragem/dsrh\\_m5.pdf](http://gdeh.fct.unl.pt/eai_prat/Amostragem/dsrh_m5.pdf). Accessed 30 April 2011.
- Galván, L., Olías, M., Fernandez de Villarán, R., Santos, J.M.D., Nieto, J.M., Sarmiento, A.M. & Cánovas, C.R. (2009) Application of the SWAT model to an AMD-affected river (Meca River, SW Spain): Estimation of transported pollutant load. *Journal of Hydrology*, **377**, 445–454.
- Gassman, P.W., Reyes, M.R., Green, C.H. & Arnold, J.G. (2007) The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. *Trans. ASABE*, **50**(4), 1211– 1250.
- Hounam, D. & Werner, M. (1999) The Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) In: Proceedings of ISPRS-Workshop "Sensors and Mapping from Space 1999", Hannover, Germany, CD-ROM. <http://www.ipi.uni-hannover.de/html/publikationen/1999/isprs-workshop/cd/pdf-papers/hounam.pdf>. Accessed 19 October 2009.
- Instituto de Meteorologia do Portugal [IMP] (2000) Normais Climatológica Beja: 1971-2000. Lisboa. <http://www.meteo.pt/pt/pesquisa/searchresult.jsp>. Accessed 11 February 2011
- Jeong J (2008) Sensitivity analysis on selected SWAT parameters. Postdoctoral Research Associate. Blackland Research Center. Temple. [www.jaehak.info](http://www.jaehak.info). Accessed 08 September 2010.
- Joubert, L., Hickey, P. & Lucht, J. (2003) Jamestown source water assessment and wastewater needs analysis. Runoff and nutrient loading estimates. <http://www.jamestownri.net/> Accessed 11 May 2011.
- Lam, Q.D., Schmalz, B., Fohrer, N. (2010) Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland watershed using the SWAT model. *Agricultural Water Management*, **97**, 317-325.
- Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D., & Veith, T.L. (2007) Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans. ASABE*, **50**(3), 885-900.
- Mukundan, R., Radcliffe, D.E. & Risse, L.M. (2010) Spatial resolution of soil data and channel erosion effects on SWAT model predictions of flow and sediment. *Soil and Water Conservation*, **65**(2), 92-104.
- Narasimhan, B., Srinivasan, R., Bednarz, S.T., Ernst, M.R., Allen PM (2010) A Comprehensive modeling approach for reservoir water quality assessment and management due to point and nonpoint source pollution. *Trans. ASABE*, **53**(5), 1605-1617.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Srinivasan R. & Williams, J.R. (2004) Soil and Water Assessment Tool – Input/output file documentation. Version 2005. Blackland Research Center.

- Agricultural Experiment Station. Texas. <http://swatmodel.tamu.edu/documentation>. Accessed 13 December 2009.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R. & Williams, J.R. (2005) Soil and Water Assessment Tool. Theoretical documentation, version 2005. Grassland, Soil and Water Research Laboratory. Agricultural Research Service. Texas. <http://swatmodel.tamu.edu/documentation>. Accessed 13 December 2009.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Srinivasan, R. & Williams, J.R. (2002) Soil and Water Assessment Tool User's Manual. Version 2002
- PBH. (1999) Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana. Volume IV. Diagnóstico Parte 3. Situações Extremas. <http://www.inag.pt/inag2004>. Acedido 14 Agosto, 2006.
- Pimenta, M.T. (1998) Caracterização da erodibilidade dos solos a sul do rio Tejo. INAG/Direcção de Serviços de Recursos Hídricos. Lisboa.
- Pisinaras, V., Petalas, C., Gikas, G.D., Gemitzi, A. & Tsihrintzis, V.A. (2010) Hydrological and water quality modeling in a medium-sized basin using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). *Desalination*, **250**, 274–286.
- SNIRH. (2003) Amareleja meteorological station data: 1931-2003. Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos Database. Lisboa, Instituto da Água I.P. <http://snirh.pt>. Accessed 19 October 2009.
- SNIRH. (2008) Ardila Flow data: 1950-2000. Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos Database. Lisboa, Instituto da Água I.P. <http://snirh.pt>. Accessed 19 October 2009.
- SNIRH. (2008a) Water quality data: 1982-2008. Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos Database. Lisboa, Instituto da Água I.P. <http://snirh.pt>. Accessed 19 October 2009.
- Vazquez-Amáble, G.G. & Engel, B.A. (2005) Use of SWAT to compute groundwater table depth and streamflow in the Muscatatuck river watershed. *Trans. ASAE*, **48**(3), 991–1003.
- Venâncio, A., Martins, F., Chambel, P. & Neves, R. (2006) Modelação hidrológica da bacia drenante da Albufeira de Pracana. *Faro*. <http://sapientia.ualg.pt/handle/10400.1/126>. Accessed 29 January 2010.
- Vossen, Meyer-Roux. (1995) Soil map 1:1000000. Physical proprieties. <http://eusoils.jrc.it/> Accessed 19 October 2009.



### ***3.2 Influence of land use on nutrient transport using the SWAT model***

#### ***Abstract***

The impacts of agricultural activities in the environment are due to the lixiviation and soil erosion. Pollution of agricultural origin presents diffuse characteristics reaching the environment through surface runoff, lateral flow and groundwater flow. Models can contribute to understand the sources and the processes responsible for pollution, also identifying areas of concern. To evaluate the status of river water bodies is important to consider management options, being water quality models useful tools. The implementation of Ardila Subsystem primary irrigation network will change the actual land use (conversion of traditional olive grove to intensive irrigated systems) with important impacts in water quality.

The objective of this study is to assess the effect of several land use changes, namely the nutrient loads of different crop management scenarios using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). For this purpose different simulation were done on Ardila Watershed, paying attention on the different nutrients loads coupled to water flows: surface, lateral and groundwater flow. This knowledge will contribute to understand the processes that can increase pollution by the change in vegetation cover. The results showed that in general the major contribution of phosphorous (98%) is related to runoff and the major contribution of nitrogen (70%) is related to groundwater flow. Although, with implementation of Ardila Subsystem primary irrigation network the total Nitrogen load per year could increase 90%, with major contribution from runoff.

***Keywords:*** diffuse pollution, SWAT model, nutrients load

### **3.2.1 Introduction**

Agricultural pollution refers to the contaminants present in the environment as a result of agricultural practices and land use. Most effects of agricultural pollution are felt in water stream are caused by runoff from farms and barnyards such as ammonia, pesticides, fertilizers, etc. Chemicals that make their way into groundwater can eventually end up in water sources, contaminating the water stream also. So, pollution of agricultural origin reaches the environment through surface runoff and/or ground water. The impacts of the agricultural activities in the environment are due to the nutrients lixiviation and soil erosion, so agriculture activities exerts pressure on water and soil.

In Portugal the main user of water is agriculture (75% of consumption) (INE IP, 2011). The distribution of precipitation throughout the year is irregular, winters with precipitation and warm and dry summers, therefore, it is necessary to irrigate the cultures in the period that the precipitation it is not sufficient to ensure the desired production. Irrigation is an agriculture practice decisive to improve the profitability of farms, the expansion of the sector and competitiveness (MADRP, 1999).

The Alqueva global system (hydraulic projects that provide water for irrigation, drinking, power generation and leisure activities) is divided in (3) three subsystem covering different geographic areas in Alentejo region: (1) Alqueva subsystem, whose main source of water is Alqueva reservoir; (2) Pedrogão subsystem, whose main source of water is Pedrogão reservoir and (3) Ardila subsystem. Those subsystems are expected to irrigate about 60000, 22000 and 28000 hectare respectively (EDIA, 2010). The implementation of Ardila subsystem primary irrigation network will change the actual land use (conversion of traditional olive grove to intensive irrigated systems) at Moura council affecting the western part of Ardila watershed. These changes can contribute with impacts in the receiving water body environment (declining water quality), although the affected area is small, comparing with the total watershed area. So, it is important to determine how management practices will impact water nutrients concentrations.

Watershed models are useful tools and have been used in the world to evaluate: nonpoint source pollution; impacts of alternative management practices (Ullrich & Volk, 2009); future state of river water in view of actual and future pollution loading or relating to different management options. Models can also contribute in understanding the sources and the processes responsible for pollution and identifying the areas of concern (Grizzett *et*

*al.*, 2005). The SWAT model 2005 was chosen to model the amount and dynamics of nutrients leaching at subbasin (SB) of the Ardila watershed, because of its ability to predict the impact of land management practices on water (Akhavan *et al.*, 2010; Bärlund *et al.*, 2007) and to simulate the runoff and nutrients at the SB and watershed scales.

The aim of this study is to assess the effect of land use changes, namely the nutrient loads of different crop management scenarios using the SWAT model. For this purpose different simulations were done at Ardila watershed, paying attention on the different nutrients loads coupled to water flows: surface, lateral and groundwater flow.

### 3.2.2 Methodology

#### 3.2.2.1 Study area

Ardila catchment is located in the East part of Portugal (22%) and Badajoz province on Spanish soil (78%), as shown in Fig.1. The Ardila river is between 7.467°W and 38.2°N. The elevation ranges from 1100 m (Spain) to 95 m (Portugal-Foz).

Ardila watershed is inserted into Mediterranean region, characterized by warm and dry summers and winters with precipitation. The maximum, mean and minimum precipitation is 816.9 mm year<sup>-1</sup>, 533.6 mm year<sup>-1</sup> and 242.9 mm year<sup>-1</sup> respectively (Amareleja gauge, 1931-1999). The mean air maximum temperature is 32.6°C in August and the mean air minimum is 5.3 °C in January (Beja, 1971-2000 in IMP, 2000).

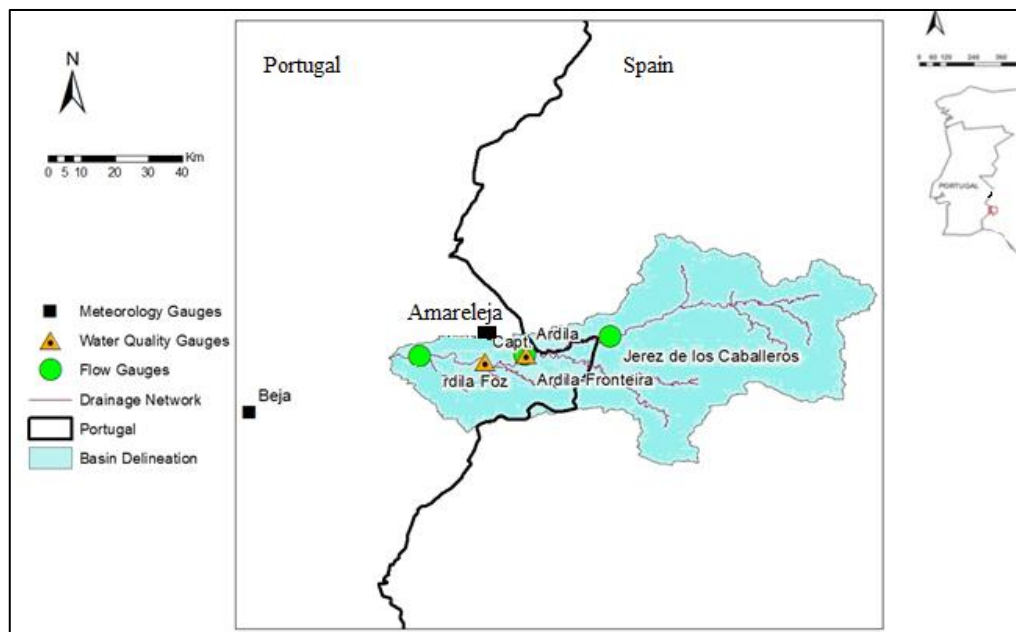
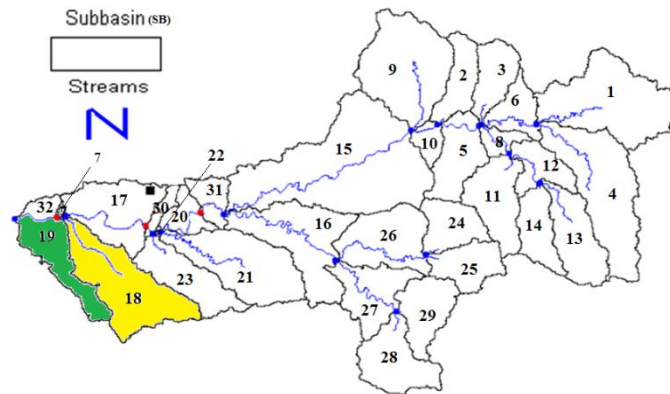


Fig. 1 Location of Ardila Watershed

SWAT model 2005, was used to simulate the nutrients loads in the Ardila watershed, after hydrology validation and calibration. The SWAT model was conducted by dividing the Ardila watershed into 32 SB and 174 hydrological response units (HRU) (Durão et al., 2012).

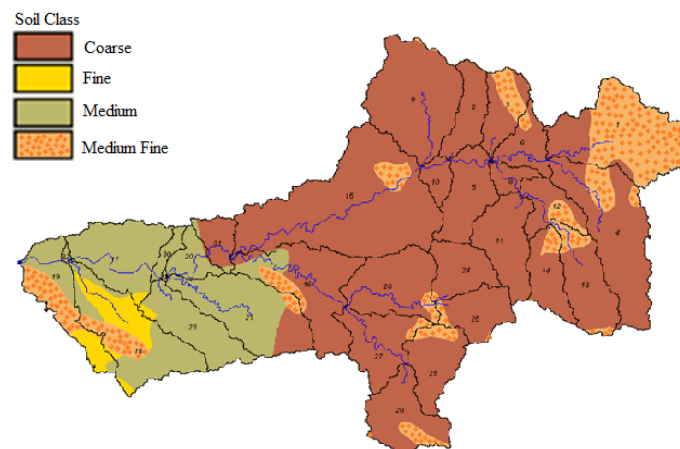
In this paper to understand the influence of land use on nutrient transport, two scenarios were considerate: Scenario 1 - land use of Ardila watershed given by CORINE map; Scenario 2 - agricultural land row crop at SB18 and SB19.

Fig. 2 shows the watershed delineation (32 SB) and the location of SB18 and SB19 related to scenario 2.

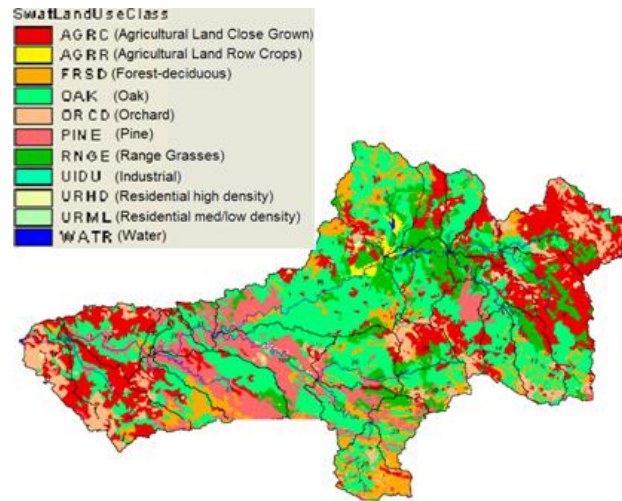


**Fig. 2 Location of 32 sub-basin (SB) at Ardila watershed, SB 18 and SB 19 selected for scenario 2.**

As reported previously in Durão *et al.* (2012) the soil classification is dominated by coarse (66%), as shown in Fig. 3. However into SB18 and SB19 (Fig. 2), dominated texture is medium fine and fine respectively (Fig. 3).



**Fig. 3 Soil classification at Ardila watershed.**



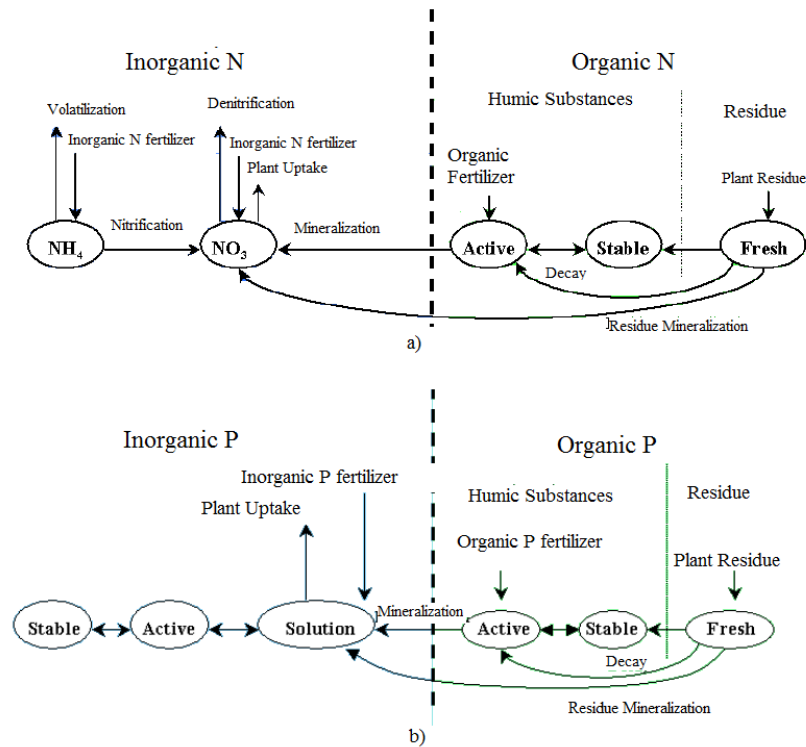
**Fig. 4 Land use at Ardila watershed.**

The land use is dominated by oak (36%) (Fig. 4), although in the SB18 and SB19 is dominated by land close grown (AGRC) and orchard (ORCD) respectively. As said before, for scenario 2 the land use was change at SB18 and SB19 and it was considerate the soil texture dominant namely medium fine texture, because it represents the largest percentages of these SB.

### 3.2.2.2 SWAT Model

SWAT model is a hydrologic water quality model, whose main function is analysis the impacts of land management practices on different soil and land use patterns on surface and groundwater flow, sediments yield and water quality (Neitsch *et al.*, 2005). The major components include hydrology, weather, sedimentation, crop growth, nutrients and agricultural management. Agricultural components include crop cycles from planting to harvesting, fertilization and tillage options. SWAT model allows crop rotations and management practices combinations (Grizzett *et al.*, 2005; Neitsch *et al.*, 2005), it incorporates several equations and functions to predict the transformation of nitrogen (N) and phosphorus (P) into several forms, simulating their complete natural cycles (Neitsch *et al.*, 2005). The movement and the transformation of N and P within an HRU are simulated as a function of nutrient cycles consisting of several inorganic and organic pools. Simulated losses of N and P from the soil can occur by crop uptake and in surface runoff in both the solution phase and on eroded sediment. Losses of N can also occur in percolation below the root zone, in lateral subsurface flow including tile drains, and volatilization to the atmosphere (Gassmen *et al.*, 2007). For N five different pools in the soil are modeled by SWAT. Two of the pools are inorganic forms of nitrogen ( $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$ ), while the

other three pools are organic forms of nitrogen (active, stable and fresh) as shown in Fig. 5a). Nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) may be transported with surface runoff, lateral flow or percolation (Neitsch *et al.*, 2005), it is estimated as the product of the average soil layer nitrate concentration and the volume of water in each flow pathway (Jha *et al.*, 2004). Nitrogen losses can occur by plant uptake, surface runoff and eroded sediment (Neitsch *et al.*, 2002; Jha *et al.*, 2004).



**Fig. 5 Movement and transformation of various forms of (a) nitrogen and (b) phosphorus within the watershed simulated by SWAT (adapted from Neitsch *et al.*, 2005).**

For P there are six pools, which three of them are inorganic forms of P (stable, active and solution) while the other three pools are organic forms (active, stable and fresh) as shown in Fig. 5b). Active and stable organic P is associated with the soil humus while fresh organic P is associated with crop residue and microbial biomass. Due to the low mobility of phosphorus, SWAT allows soluble P to leach only from the top 10 mm of soil into the first soil layer (Neitsch *et al.*, 2005). In the SWAT 2005 the soluble P pool in the shallow aquifer is not directly modeled. However, a concentration of soluble P in the shallow aquifer and groundwater flow can be specified to account for loading of phosphorus with groundwater. This concentration remains constant throughout the simulation period (Neitsch *et al.*, 2005).

The amount of soluble P and organic P concentration should be specifying by the user, otherwise, SWAT will initialize levels of phosphorus in the different pools. While SWAT allows nutrient levels to be input as concentrations, it performs all calculations on a mass basis.

In the SWAT management operations, the most important factor that governs the plant growth is the temperature. Therefore, each plant has its own temperature range (Neitsch *et al.*, 2005). Management operations take place in every HRU and include beginning and end of growing season, tillage timing, amount of fertilizer and pesticide and irrigation (Neitsch *et al.*, 2002 in Ullrich & Volk, 2009). SWAT allows management operations to be scheduled by heat units or by day (Neitsch *et al.*, 2005). In this paper, for scenario 1, heat units (0.16) scheduling was used.

The timing and choice of tillage operations are dependent on the crop planted and management practices (Kirsch *et al.*, 2002), although, according with Ullrich and Volk (2009) it is not necessary to detail the tillage operation successions, being only important to define the date of the first intensive operation and the knowledge of the most important crops in the investigated area. So, in this study for SB18 and SB19 were adopted a constant allocation (50 mm) regardless of soil texture and was chosen operation schedule by date (April) for scenario 2.

The irrigation and fertilization applications in SWAT model can be automatic (auto-irrigation and auto fertilization routine) which triggers irrigation events according to the water stress and fertilization events are triggered in accordance with the nitrogen stress threshold respectively or for a specific date, defined by the user (Neitsch *et al.*, 2005; Akhavan *et al.*, 2010). The water stress and nitrogen stress threshold is a fraction of potential plant growth. Usually water stress ranges between 0.9 and 0.95 (Neitsch *et al.*, 2005). In this study auto-irrigation and auto-fertilization applications were used for scenario 1. For scenario 2 was assumed a constant allocation of 50 mm (Raposo, 1996) and auto-fertilization application.

The adopted values of auto-fertilization were: 28% N, 10% P and 10% potassium (K); the maximum amount of fertilizer in one application was 50 kg ha<sup>-1</sup> and for one year application was 300 kg ha<sup>-1</sup>; the fertilization efficiency considerate was 1.3 and the fraction of fertilizer applied in the first layer of the soil was 0.2. It was considered one year for rotation.

Adjustments of some model parameters were made for calibration and validation data at Ardila watershed as described in Durão *et al.* (2012).

### 3.2.3 Results and discussion

The implementation of Ardila subsystem primary irrigation network will change the actual land use at Moura council (Portugal) affecting a small area ( $\approx 43$  ha) in relation to the total watershed area, in the western part of Ardila watershed. As said before, it was considerate that the affected irrigation area will be developed in the SB18 and SB19. Losses of N from soil can occur by surface runoff, lateral flow, percolation and erosion (Akhavan *et al.*, 2010). The results (Fig. 6) shows that the land use and soil texture interfere in the nitrogen load coupled to the groundwater, lateral flow and runoff. It was observed major contribution of annual N load coupled by runoff in the SB18 (70%) ( $3.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ) and SB19 (65%) ( $2.1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ) for scenario1 (Fig. 6a) which has fine texture, that promote surface runoff. In contrast in to SB7 and SB30 for both scenario (Fig. 6) shows major N load linked to groundwater, 90% and 85% respectively, coinciding with coarse and medium texture respectively, which texture is permeable and permits infiltration. This occurs when field capacity is exceeded, so, the water percolates into a layer of underlying soil (Akhavan *et al.*, 2010) and denitrification (nitrate in the soil is converted to atmospheric N by bacteria) takes place. This becomes meaningful when the soils are well drained and when the soil is waterlogged for more than 36 hours (Killpack & Buchhols, 1993 in Akhavan *et al.*, 2010).

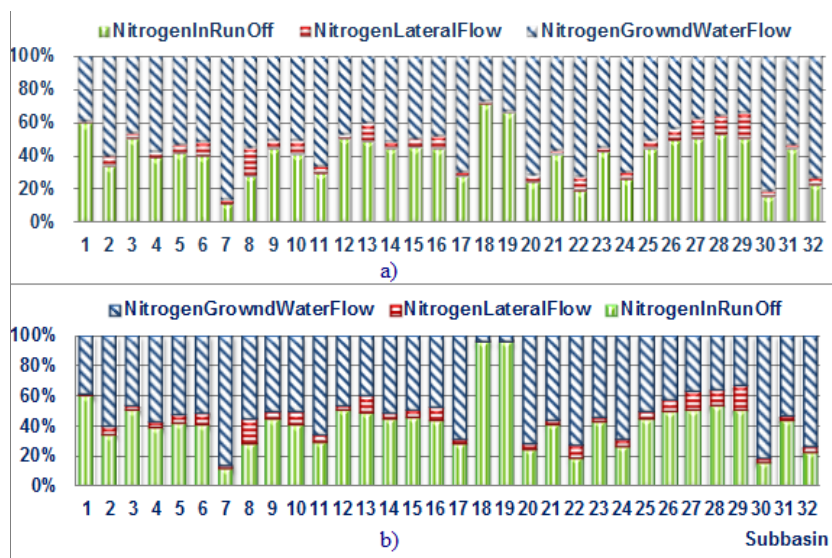


Fig. 6 Average annual Nitrogen loading simulated for: (a) scenario 1; (b) scenario 2.



The contribution of N loads by lateral flow (range from 5% to 25%) for both scenarios are not relevant (Fig. 6).

Scenario 2 (Fig. 6b) shows an increment in SB18 ( $5.7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ) and SB19 ( $5.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ) of about 95% of N load ( $\approx 6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ) copulated to runoff, compared with the same SB for scenario 1 (Fig. 6a). Hence, the largest N runoff occurs in the areas that received the largest amount of N fertilizer. The change in land use towards intensive systems can contribute to a decrease in the quality of the receiving water body. The N is added to the soil by fertilizers, residue application, fixation by bacteria and rain. As showed in Fig 5a) the most important components of simulated N balance are fertilization, mineralization, plant uptake and nitrate leaching.

Fig. 7 depicts the average annual P loading for both scenarios.

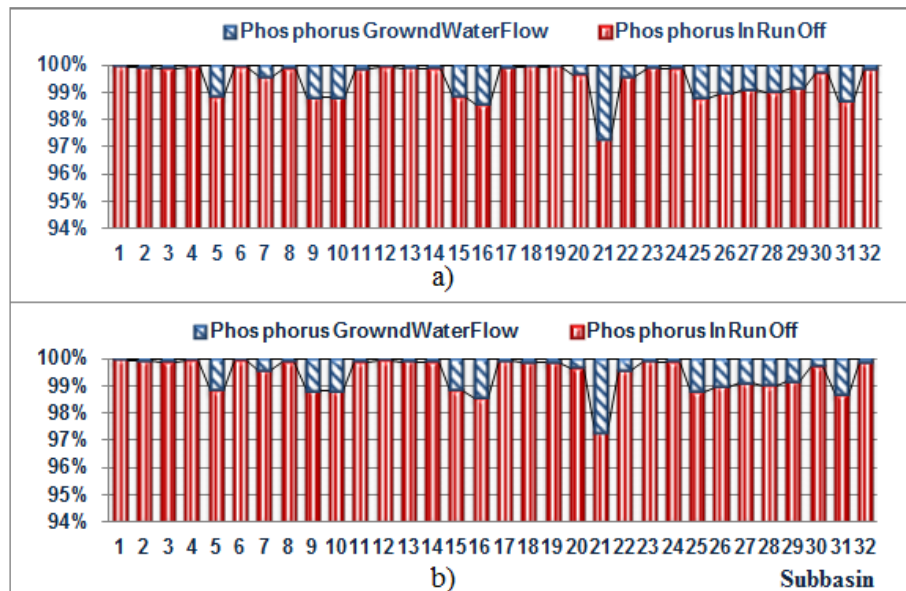


Fig. 7 Average annual phosphorus loading simulated for: (a) Scenario1 and (b) Scenario2.

The results show that the simulated average annual P loading (Fig. 7) contribution, in all SB, occur mainly by runoff (97.2%), for both scenario. As reported by Kirsch *et al.* (2002) the amount of P in the runoff including sediment depends to a large extent on crop production practices. The amount of residue affects the potential erosion (Kirsch *et al.*, 2002). Diffuse source emissions of P by surface runoff and groundwater flow are impacted by watershed properties, such as land use and soil characteristics. Topography, crop and plant vegetation, production practices, level of P in the soil and methods of fertilizer application, can contribute also for losses P from the land (Kirsch *et al.*, 2002). Several

researches shows that fields with excessive high level of P in the soil can contribute significantly for P loading to surface waters through sediment loss and runoff. Scenario 2, however, did not record any increase of P loading linked to runoff in the SB18 and SB19, as could be expected (Fig. 7b). This results can be attributed to the auto-fertilization application, because the plant can be used all the P applied. Hence, further studies are recommended in order to explain the P load. The results show that the maximum P loading related with groundwater happens into SB21, although it is not significant.

### **3.2.4 Conclusion**

This paper presents results of nutrient loading in the Ardila watershed, related to land use changes promoted by the primary irrigation network of the Ardila subsystem, which integrated at Alqueva (one of the largest reservoir in Europe) global system. Modeling was performed in order to predict the nutrients transport.

The results shows that diffuse emissions are linked to the SB occupied by agricultural land and soil characteristics. Coarse and medium texture has an influence on the N loading coupled to the groundwater flow, and fine texture is associated to the runoff.

The ability of SWAT model to perform different management scenarios is an useful tool for decision process, in order to define the crop and best management. The results show an increment of N loading, about 95% in both SB18 and SB19 for scenario 2, comparatively with the same SB, for scenario 1. Model results per SB help to identify areas with higher nutrient loading. The results revealed that land use influence the N loading mainly in agriculture land, which could be attributed to the application of fertilizers, although in this case was used only the auto-fertilization application. Thus, it will be important to evaluate the amount of fertilizers applied by the farmers.

The runoff processes predominate in this watershed, so the contribution of P loading by groundwater is not significant. The explanation of the P and N loading results requires further studies, in order to understand the driving factors of nutrient pollution.

The identification by SB area at watershed allows programs of rehabilitation/ conservation to be implemented where are needed. Moreover, it is important further studies with involvement of the stakeholders, (namely survey, partnership) for decision-making as an opportunity to plan appropriate soil and water conservation strategies.

### 3.2.5 References

- Akhavan, S., Abedi-Koupai, J., Mousavi, S., Afyuni, M., Eslamian, S. & Abbaspour, K.C. (2010) Application of SWAT model to investigate nitrate leaching in Hamadan-Bahar watershed, Iran. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **139**, 675-688.
- Bärlund, I., Kirrkala, T., Malve, O. & Kämäri, J. (2007). Assessing SWAT model performance in the evaluation of management actions for the implementation of the Water Framework Directive in a Finnish catchment. *Environmental Modelling & Software*, **22**, 719-724.
- Durão, A., Morais, M.M., Brito, D., Leitão P.C., Fernandes, R.M. & Neves, R. (2012). Estimation of transported pollutant load in Ardila catchment using the SWAT model. *Journal of Environmental and Science B*; **1**(10), 1179-1191.
- Empresa de Desenvolvimento das Infra-estruturas do Alqueva [EDIA]. (2010) Estudo de Impacte Ambiental do Projecto de Execução do Bloco Moura Gravitico. Vol 3 - Resumo Não Técnico, COBA 23p.
- Gassman, P.W., Reyes, M.R., Green, C.H., Arnold, J.G. (2007) The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. *Trans. ASABE*, **50**(4), 1211–1250.
- Grizzett, B., Bouraoui, F., De Marsily, G., (2005) Modelling nitrogen pressure in river basins: A comparison between a statistical approach and the physically-based SWAT model. *Physics and Chemistry of the Earth*, **30**, 508–517.
- Instituto de Meteorologia do Portugal [IMP]. (2000) Normais Climatológicas Beja: 1971-2000. Lisboa. <http://www.meteo.pt/pt/pesquisa/searchresult.jsp>. Accessed 11 February 2011.
- INE IP., 2011. O uso da água na Agricultura 2011. Lisboa – Portugal. Available at: [www.ine.pt](http://www.ine.pt).
- Jha, M., Gassman, P.W., Secchi, S., Gu, R., & Arnold, J.G. (2004). Effect of watershed subdivision on SWAT flow, sediment, and nutrient predictions. *Journal of the American Water Resources Association*, **40**, 811–825.
- Kirsch, K., Kirsch, A. & Arnold, J.G. (2002). Predicting sediment and phosphorus loads in the Rock River Basin using SWAT. *Trans. ASAE*, **45**(6), 1757–1769.
- Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas [MADRP]. (1999). Manual básico de boas práticas agrícolas: Conservação do solo e da água. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas. INGA (Instituto Nacional de Intervenção das Culturas), INA. Lisboa, 80pp.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J.R., Williams, J. R., 2005. Soil and Water Assessment Tool, Theoretical documentation, version 2005, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service, Texas, 476pp. <http://swatmodel.tamu.edu/documentation> Accessed 13 December 2009.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Srinivasan, R., Williams, J.R., 2002. Soil and Water Assessment Tool. User's Manual. Version 2005. GSWRL Report 02-02, BRC Report 02-06, Temple, Texas, USA.
- Raposo, J. (1996) *A rega: dos primitivos regadios às modernas práticas de rega*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 469pp.
- Ullrich, A., & Volk, M. (2009) Application of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to predict the impact of alternative management practices on water quality and quantity. *Agricultural Water Management*. **96**, 1207–1217

### ***3.3 Modeling discharge and water quality in a temporary river basin using SWAT model***

#### ***Abstract***

Temporary rivers have a hydrologic variability, which are characterized by long drought periods and short floods events that influences water quality. The discharge of a temporary river was performed by SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model, using firstly one precipitation (PCP) data (from 1931 to 2003) and secondly using two p data (from 1955 to 1990). The aim of this study was to evaluate the enhancement of the discharge results and to estimate the water quality related, in a transboundary basin. The Ardila is a temporary and international river of Portugal and Spain, with rural characteristics. Calibration and validation discharge results showed a satisfactory Nash-Sutcliffe (NSE=0.84) and root mean square error ( $R^2=0.89$ ) for monthly data from 1962 to 1972. For the same period the results revealed a better agreement for monthly data too (NSE=0.93;  $R^2=0.93$ ). The results demonstrate also that temporal variability of the discharge is directly associated to the precipitation regime into the basin, with reflexes in the water quality. In fact the transported nitrate loads in wet year is between 2.5 and 32 times higher than nitrate load in dry years and between 19 and 84 times higher than total phosphorous load in dry years too.

**Keywords:** SWAT model, discharge, water quality, Ardila basin, temporary river

#### ***3.3.1 Introduction***

The hydrological and water quality are conditioned by their inflows, which depend on topography, soil type, land cover (permeable or impermeable), agricultural practices and mainly from meteorology. The duration of rainfall intensity, the soil type and the geological formation, the morphology and shape of the basin (rounded, elongated and branched), has an influence on the surface runoff too. The water distribution to the different pathways: surface runoff, infiltration, percolation, evapotranspiration depends on the geological characteristics of the basin and its soil saturation capacity. The volume of nutrients and sediment dragged is driven by runoff (Carvalho, 2010) which depends on the slope of the soil surface. Transportation and process of nutrients are related with the hydrological behavior and the heterogeneity of geology, soil, land use and human activity that occurs in a basin (Jordan-Meille *et al.*, 1998; Letcher *et al.*, 2002; House, 2003; Bernal

*et al.*, 2005; Yuan *et al.*, 2007; Shrestha *et al.*, 2008 in Chu *et al.*, 2008). Indeed, the pollutants accumulated in the river bed and surrounding areas are entrained with the first floods into streams. The geomorphology factors regulate the water residence time which are dependent of the inclination of transverse and longitudinal sections of the basin. The geological formation, control the storage of water in the soil, subsoil and determines the base flow of the tributaries and the base flow to the main channel (Baldissera, 2005).

The Mediterranean climate is characterized by irregular rainfall and thermal regimes: the summer hot and dry, and, the winter cool and moist. In Portugal the precipitation is concentrated between October and April, being May the transition period, and the dry period occur from June to September.

The Mediterranean rivers are also, characterized by variability of flow (Estrany *et al.*, 2010) due to the distribution and quantity of rainfall that exhibit temporal and spatial variations in a basin. The absence of rainfall in the warmer months of the year, promotes often the reduced flow or the interruption of the surface flow (Estrany *et al.*, 2010), consequently the ecosystems are more vulnerability (Morais *et al.*, 2011 personal work), as a result of lower dilution capacity, deterioration of water quality with elimination of biological communities (Morais *et al.*, 2007).

The temporary river can be subdivide into: intermittent (seasonal runoff, there are during the wet seasons) and ephemeral (during or immediately after the period of precipitation and only carry runoff) (Estrany *et al.*, 2010). Therefore, these rivers have high spatial variability during the wet and dry cycles, because during the wet period there are flooding events that expand the wet area of the river, in counterpart during the dry period there are contraction of the wet area (Tzoraki *et al.*, 2009). Consequently the habitat change in composition and configuration as a response to inundation and drying period. The temporary rivers provide also, a wide range of ecosystem service: floods for irrigation and for control system; drains for agricultural and municipal effluent (Larned *et al.*, 2010). The flow intermittence of temporary river could be as a natural phenomenon and could be as a consequence of anthropogenic activities. In this later case there is characterized by abrupt changes of flow regime, from perennial to intermittent (Larned *et al.*, 2010). The construction of dams, impoundments, weirs, etc. could be responsible for the alterations of the natural hydrological regimes, with impacts to the riverine ecosystems (Rosenberg *et al.*, 2000). The river flow regime comprise five key components of variability, namely:

magnitude, frequency, duration, timing and rate of change, recognized as central to sustainability of the biodiversity and ecosystem integrity (Tharme, 2003).

The Mediterranean landscape consists of a set of different types of biotopes: cork and oak forests, woodlands, wetlands, woods and thickets. At southern of Portugal the agriculture (pastures and cultivated fields) and livestock (cattle breeding in extensive regime) are naturally integrated in the extensive forests of cork oak and holm oak (LPN, nd). This kind of landscape is called mounted (montado), it is a specific ecosystem, semi-natural, delicately balanced, where the particular characteristics of the assembled make it a haven of biodiversity and important source of natural resources (for animal and human consumption), constituting one of the most important conservation values of Mediterranean ecoregion (LPN, nd). Thus, the study area, Ardila river, assumes importance in the maintenance of the ecological corridor of mounted.

Dammed river changes the amount and the timing of the flow, so, the dams are often the direct modifiers of natural river flow (Rosenberg *et al.*, 2000). Therefore, after noting the discrepancy of modeled and observed flow in the Ardila basin reported in Durão et al. (in press) and the hypothesis of this water retention occurs in Spanish territory (which represents about 78% of the Ardila basin) the aim of this paper is to evaluate (1) if the existing impoundments at Ardila catchment have an influence to the flow regime; (2) if the flow curves of stream control were changed; (3) the discharges taking into account the daily data of one more precipitation station localized at Spanish side and (4) to evaluate the water quality related.

To understand the discharges of the Ardila basin, as a result of one more precipitation station, localized at Spanish side two scenarios were made: Scenario1- Discharge results taking into account the Amareleja precipitation station; Scenario2- Discharge results taking into account Amareleja and Badajoz precipitation station.

Simultaneously it will be compared the discharge modeled and observed for both scenario.

### **3.3.2 Methodology**

#### **3.3.2.1 Study area**

The study basin belongs to the Iberian Peninsula, covering 22% of the total basin area at southern of Portugal and 78% at southwest of Spain. It is a transboundary (Portugal/Spain) basin, located at 7.467°W and 38.2°N and occupying a total area of 3711 km<sup>2</sup>.

The Ardila river rise in Spain saw Tentudia to 1,100 m altitude and flows into Portugal on the left bank of the Guadiana river at elevation 95 m, is influent at Alqueva-Pedrogão system. The Ardila river, assumes importance in the maintenance of the ecological corridor of mounted, so it is inserted at Site of Community Interest and Special Protection Areas Site for Birds (CM Moura, 2008; PH, 2009; CM Barrancos, 2011).

The study area is characterized by: mean annual precipitation of 533.6 mm (Amareleja 1931-1999) and 526.1 mm (Badajoz 1955-1999), the mean maximum annual precipitation of 816.9 mm (Amareleja 1931-1999) and 858.0 mm (Badajoz 1955-1999) and the mean minimum annual of 242.9 mm and 240 mm respectively. The mean maximum temperature is 32.6 °C (Beja 1971-2000) and 34.3 °C (Talavera de la Real 1971-2000 *in* A Badajoz, nd) and minimum of 5.3 °C and 3.2 °C both in January respectively. The basic characteristics of the climate at Spanish territory into the study area are dry winter (short but wet), extremely long hot summer, spring and fall gently, but rainy with short duration (A Badajoz, nd).

Concerning the geologic and hydrology, the study area at Portuguese territory fits into "maciço antigo" (old massive) (Oliveira *et al.*, 1992 in Costa, 2012). This consist of granite, schist and greywacke, which originate the fissured aquifer type, namely aquifer of Moura-Brenhas, limistone of Moura and aquifer of Tautalga stream which belongs to the Moura-Ficalho aquifer with karstic characteristics (Costa, 2012). The lithology at Spanish territory is predominantly constituted by gravel, sands silts, clay and lacustrine carbonates (17%) followed by greywacke (11%) and (10%) peraluminous granitoids with codierite (SIGEO, 2012).

The tributaries of Ardila river at Spanish territory on the left are: Pedruégano, La Parrilla and Silo stream, on the right are: Bodión; San Lázaro; Brovales and la Albuera stream (ADENEX, 2003). At Portuguese territory the tributaries are: Torrejais; Brenha; Toutalga; Vale de Vinagre; Safreja and Murtega stream (CMMoura, 2008).

The soil predominantly (at Portuguese territory) is Leptossolo (group 4 - FAO classification (1991), characterized by little deep (< 30 cm) based on hard rock, such promotes flooding and haulage ease (Ferreira, 2000), consequently the nutrients transportation to the streams.

The land use and soil texture is dominated by oak forests (36% of the total basin) and course (66% of the total basin) respectively (Durão *et al.*, in press).

The basin is predominantly rural, although in Spanish territory (PH, 2009) there is diffuse pollution from agro-livestock and deficient wastewater treatment plan. The Ardila basin has a total resident population of about 43300 inhabitants (in the Portuguese territory is 16300 (INE, 2011) and Spanish territory 2700 (INES, 2012) respectively).

### **3.3.2.2 Discharge estimation with SWAT model**

The discharge and water quality was performed using the SWAT model version 2005. The SWAT model (Arnold *et al.*, 1998; Neitsch *et al.*, 2005) was designed to assess the long term impact of land management practices on surface and groundwater flow, sediments and water quality in river basins of various sizes (Gassman *et al.*, 2006; Lam *et al.*, 2010 in Durão *et al.*, in press). The hydrologic SWAT model meets components such as: surface runoff, percolation, lateral flow, soil water, evapotranspiration and channel transmission loss. The water river basin simulation consists of two parts: The first division is the land phase of the hydrologic cycle, which controls the amount of water, sediment, nutrient loading to the main channel of each SB. The second division corresponds to the water phase or phase of routing, defined as the movement of water, nutrients, sediment, etc. through the network of channels of the basin. More information can be found in Neitsch *et al.* (2005).

The SWAT model shows the spatial heterogeneity of the study area, by dividing the basin into multiple subbasin (SB), which are also subdivided into several hydrologic response units (HRU), with homogeneous characteristics of management, land use and soil type (Galván *et al.*, 2009).

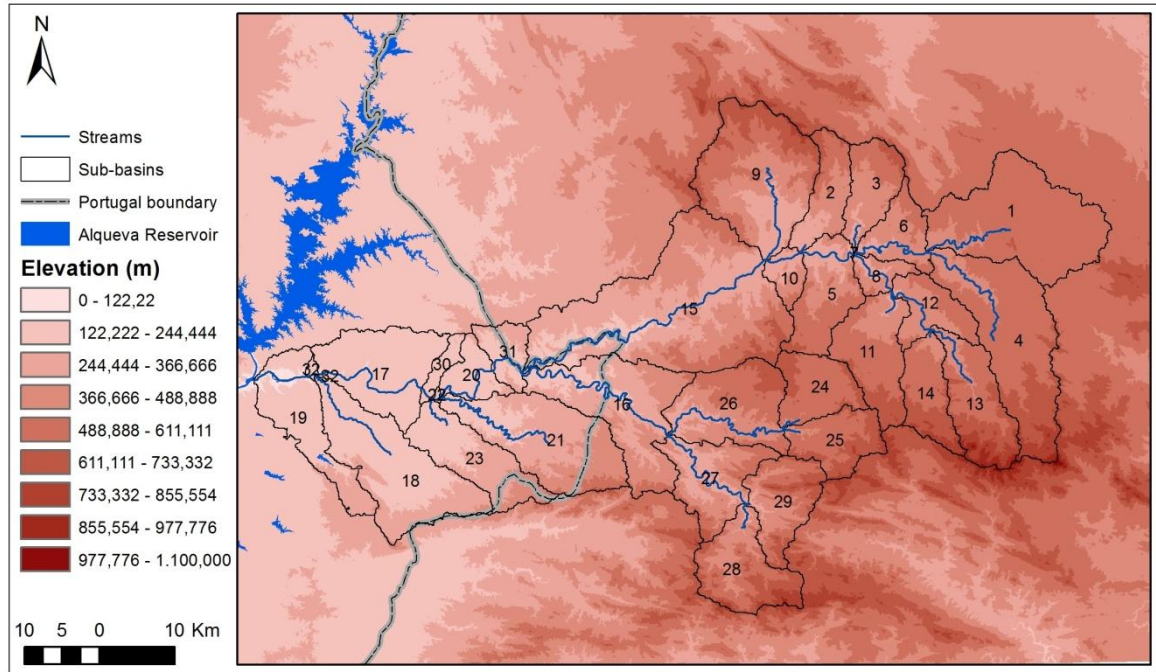
In this study, the surface runoff was estimated by the curve number (CN) procedure, because the model produces better results (Kannan, 2007), just because, the flow calculated is depending on soil type, slope, initial state of soil moisture, land use and agricultural practices (Lam *et al.*, 2010; Galván *et al.*, 2009).

### **3.3.2.3 Input data and calibration**

To set up the SWAT model basic input data are required namely: Digital Elevation Model (DEM), soil, land use and climatic data.



Figure 1 depicts the DEM of the Ardila basin.



**Fig. 1 Digital Elevation Model and 32 subbasin of Ardila Basin.**

The elevation of the Ardila basin ranges from 75 m in the valley of the Guadiana (Portugal) and 1100 m in the mountains of Tentudía (Spain), showing a high amplitude hypsometric in Spanish territory, with higher elevations at Southwest (from 610 to 1100 m) and at North (700 m). The lower elevations are observed into Portuguese territory at west of the basin, in the valley of the Guadiana (from 75 to 100 m).

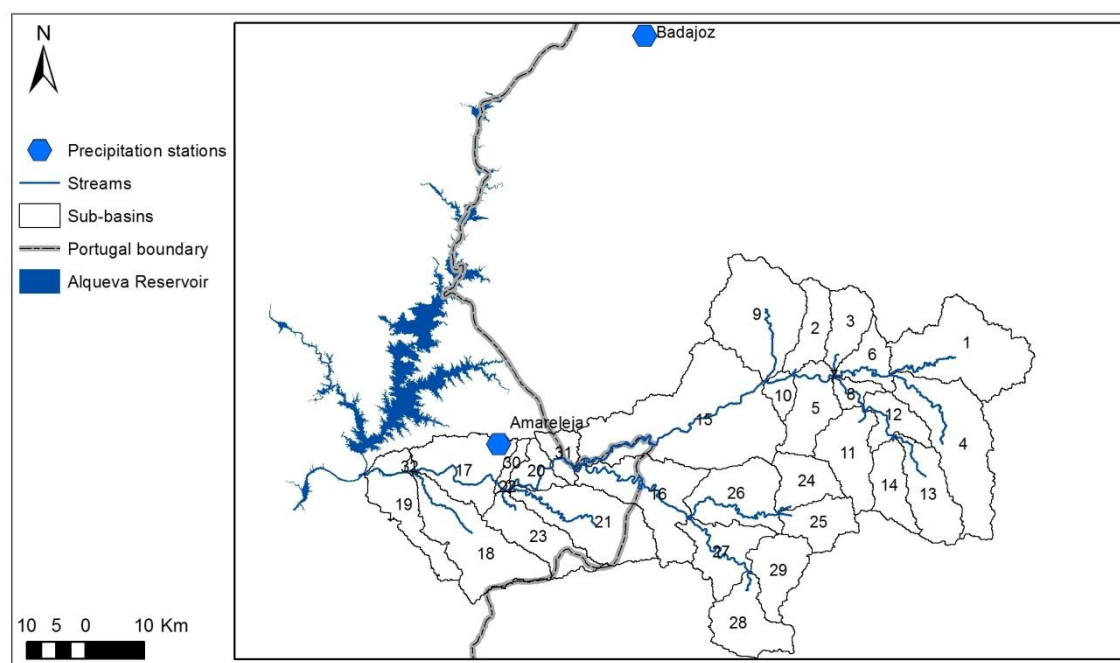
The Ardila basin was divided automatically into 32 sub-basins and 174 HRU, as shown in Fig. 1.

The weather variable that SWAT model include are precipitation (PCP), air temperature (maximum and minimum), solar radiation, wind speed and relative humidity (Neitsch *et al.*, 2005). In this study the daily values was generated by the Weather Generator Model (WXGEN) based on monthly average data from Beja meteorological station. The data input of the water quality (WQ), stream flow (Flow) used in this study for calibration and validation are summarized in the Table 1.

**Table 1 Station localization and data input**

Description	LAT	LONG	Period considered	Reference
Meteorology Beja	38,018	-7,868	1947-1998	
PCP Amareleja	38,210	-7,229	1955-1999	SNIRH, 2003
PCP Badajoz	38,832	-6,813	1955-1999	AEMET, 2012
WQ Ardila-captação	38,152	-7,237	1981-1999	
WQ Ardila	38,172	-7,127	1981-1999	SNIRH, 2008a
Flow Ardila-Fronteira	38,172	-7,129	1949-2000	
Flow Ardila-Foz	38,167	-7,412	1949-2000	SNIRH, 2008b
Flow Jerez de los Caballeros	38,221	-6,901	1974-2001	CEDEX, 2010

In this study one more precipitation (PCP) station (located at Spanish territory) was added, as shown in Fig. 2. In order to understand the influence of the PCP station, two scenarios were considered: Scenario1- Amareleja precipitation station; Scenario2- Badajoz precipitation station.

**Fig. 2 Location of the precipitation stations at Ardila basin.**

The model is first calibrated for flow, then for nutrients concentration and sediments (Chahinian *et al.*, 2012). These authors presented a list of 14 sensitive parameter for the Vêne basin, however the variables of groundwater with more influence in the calibration process, as described in Durão *et al.* (in press) which need to be adjusted and used this study for calibration procedure are shown in Table 2.

**Table 2 Range calibrated parameters proposed by literature and adopted value**

Parameter		Value	
		Range	Adopted
ALFA_BF	Baseflow recession coefficient	0.1-1.0	1.0
GW_DELAY	Groundwater delay	0.02-0.2	0.02
GW_REVAP	Groundwater re-evaporation coefficient	0-500	3
USLE_K	Soil erodibility factor	0.01-0.65	0.3

### 3.3.2.4 Performance analyses

Model performance was evaluated using seven distinct periods of hydrologic years (which starts on October 1 and ends on September 30 of the following year): 1955/58; 1958/59; 1959/60; 1962/72; 1977/78; 1988/94; 1994/00. The commonly model evaluation statistics are Nash-Sutcliffe model efficiency (NSE) and determination coefficient ( $R^2$ ). The NSE determines the relative magnitude of the residual variance compared to the measured data variance, so NSE indicates how well the plot of observed and simulated data fits the 1:1 line. It ranges between  $-\infty$  to 1, being 1 the optimal value. The values between 0 and 1 are considered acceptable. However, NSE values should exceed 0.5 in order for model results to be judged as satisfactory for hydrologic evaluations performed on a monthly time step (Moriasi *et al.*, 2007; Gassman *et al.*, 2007), although Moriasi *et al.* (2007) reported a general performance ratings recommended for monthly time step as: very good performance for  $0.75 < \text{NSE} \leq 1$ ; good for  $0.65 < \text{NSE} \leq 0.75$ ; satisfactory for  $0.5 < \text{NSE} \leq 0.65$  and unsatisfactory for  $\text{NSE} < 0.5$ . The criteria can be lower for subdaily and higher for monthly or annual time step since performance improves as time interval increases (Jeong *et al.*, 2010).

The  $R^2$  ranges from 0 to 1 and describes the collinearity between observed and measured data, values closely of 1 reflects less error variance, and  $R^2 > 0.5$  can be considerate as acceptable (Santhi *et al.*, 2001).

Observed and simulated results were compared by  $R^2$  and NSE for monthly data for different period. The results were organized in hydrological year and the discharge (Q) expressed in ( $\text{mm year}^{-1}$ ), obtained from the following equation:

### 3.3.3 Results and discussion

#### 3.3.3.1 Hydrology

Fig. 3 and 4 depicts an overview of the Ardila river basin behavior (discharge modeled by SWATmodel and precipitation recorded for scenario 1 and scenario 2 respectively).

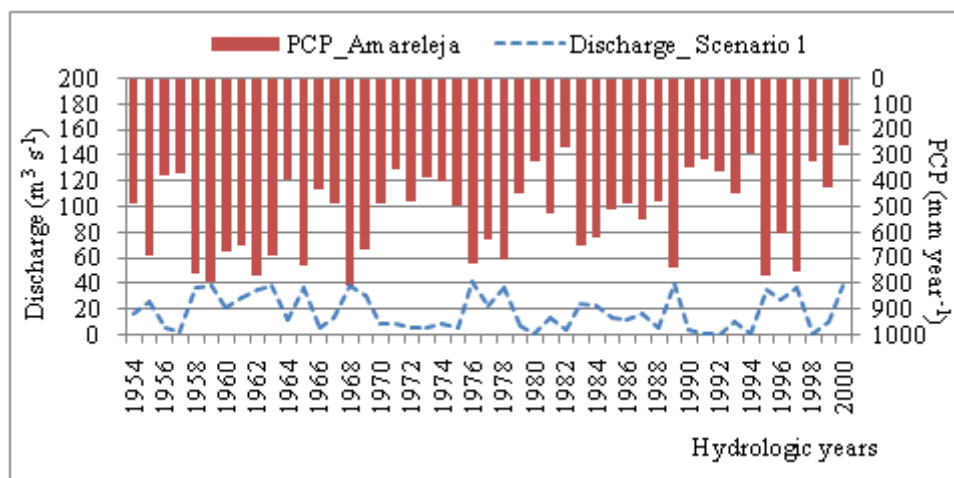


Fig. 3 Annual evolution for precipitation and discharge at Ardila basin for scenario1.

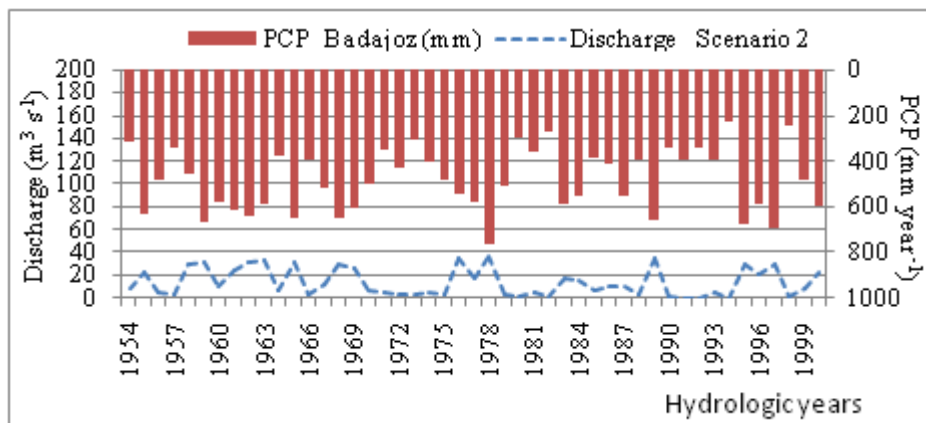
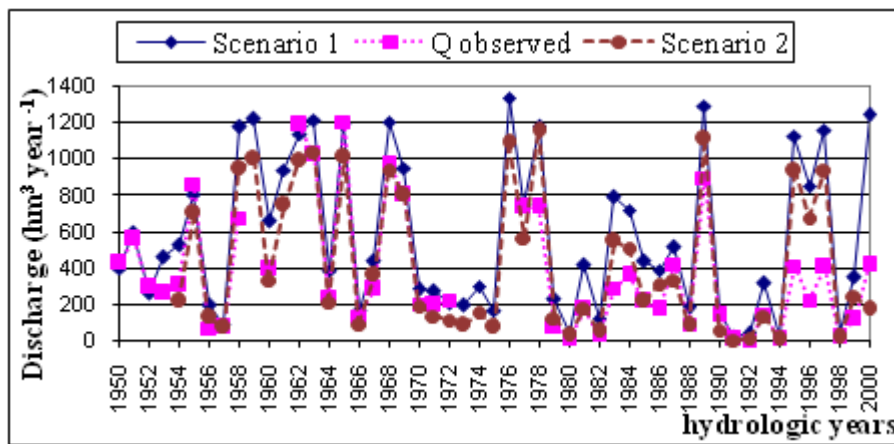


Fig. 4 Annual evolution for precipitation and discharge at Ardila basin for scenario2.

Annual variation in precipitation is evident showing dry years with rainfall less than 300 mm year<sup>-1</sup> and wet years with rainfall around 800 mm year<sup>-1</sup>, staking out the lower and higher discharge respectively, obviously wet years produce greater flow.

The flow variability is determinant of ecological patterns and processes in the river (Larned *et al.*, 2009) because the biodiversity is dependent on aquatic and terrestrial dynamics as well as the fluctuation of the water level. Flow cessation creates hydrological discontinuity along the river and isolates perennial aquatic habitats. On the other hand, Larned *et al.* (2009) states that anthropogenic intermittence flow may conduct to fishery declines, loss of migratory pathways, alteration of nutrients cycle and losses in the ecosystem services.

Fig. 5 shows the annual water discharge for observed values, scenario1 and scenario2.



**Fig. 5 Comparison between observed and simulated annual water discharge for scenario1 and scenario2.**

The results (Fig. 5) show that the annual discharge for scenario1 is greater than the observed discharge and greater than scenario2 too. In spite of scenario2 having a greater discharges values than the observed flow in the last analysis years, this does not occur in the initial period of analysis. The imbalance between scenario2 and observed data is lower than scenario1 and observed data. To explain this imbalance was noted that exist some weirs or dams upstream Ardila basin (at Spanish territory) namely: Brovales ( $7.4 \text{ hm}^3$ ), Tentudía ( $5 \text{ hm}^3$ ), Burguillos del Cerro ( $2.5 \text{ hm}^3$ ), Valencia del Ventoso ( $19.8 \text{ hm}^3$ ), Valuengo ( $19.8 \text{ hm}^3$ ) (CHGuadinana, 2010) making a total volume of  $54.5 \text{ hm}^3$ , some of them were constructed to irrigation land of La Baza, Valuengo and Brovales land (ADENEX, 2003) as shown in the Fig. 6.

Complementing, these results could be explained by karstic geological features associated (downstream, at Portuguese territory) with water retention upstream basin (at Spanish territory).

Table 3 depicts the statistical parameters for the period of analysis for both scenarios.

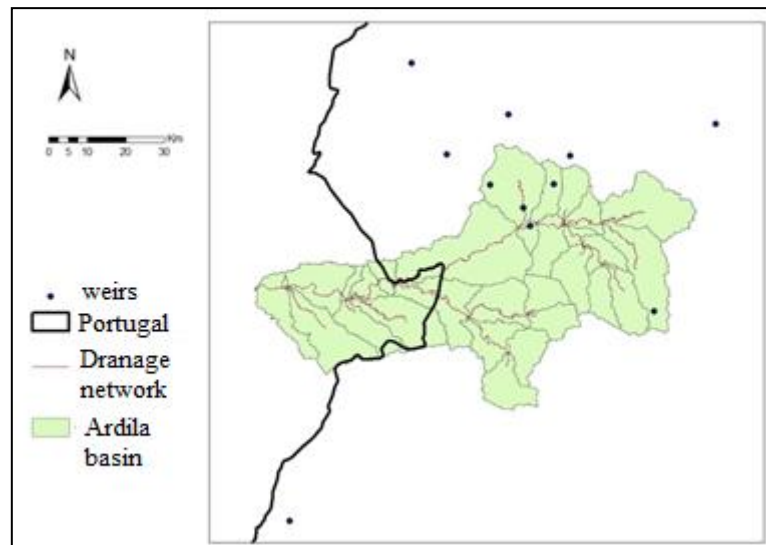


Fig. 6 Location of weirs at (Spanish territory) Ardila basin.

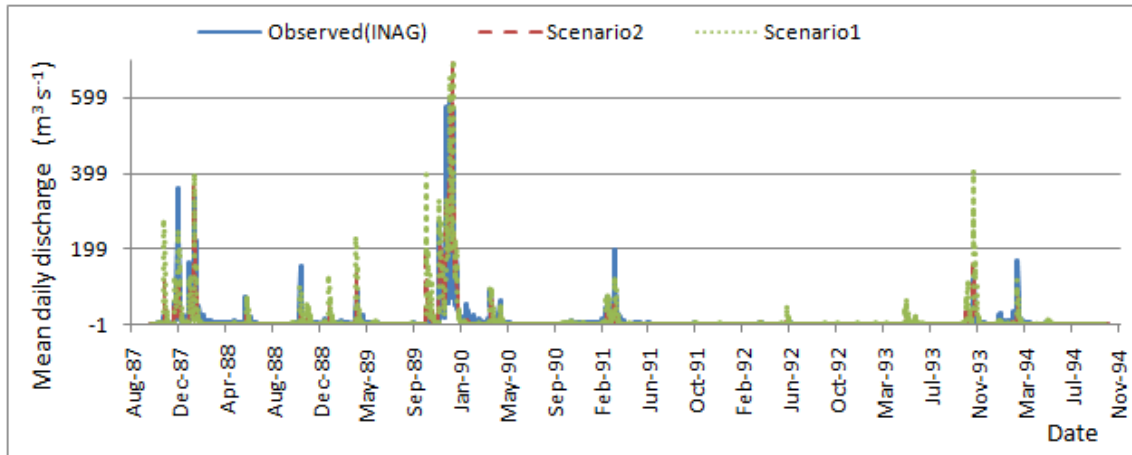
**Table 3 Correlation coefficient ( $R^2$ ) and Nash-Sutcliffe model efficiency (NSE) coefficient for: observed versus scenario 1; observed versus scenario 2.**

Period	1055/58	1958/59	1959/60	1961/62	1962/72	1973/76	1977/88	1988/94	1994/00
$Q_{\text{observed}}$ (mm year <sup>-1</sup> )	95	181	141	a	170	a	84	58	62
$Q_{\text{scenario1}}$ (mm year <sup>-1</sup> )	114	314	231	a	197	a	139	90	160
$Q_{\text{scenario2}}$ (mm year <sup>-1</sup> )	81	254	178	a	157	a	100	63	127
$R^2_{\text{observed vs scenario1}}$	0.75	0.97	0.85	a	0.89	a	0.77	0.91	0.71
$NSE_{\text{observed vs scenario1}}$	0.59	-0.51	-0.13	a	0.84	a	0.06	0.74	-4.94
$R^2_{\text{observed vs scenario2}}$	0.85	0.99	0.88	a	0.93	a	0.84	0.97	0.83
$NSE_{\text{observed vs scenario2}}$	0.85	0.67	0.60	a	0.93	a	0.68	0.91	-2.26

a - no observed data

The observed flow between 1961 and 1962 and between 1973 and 1976 doesn't exist. The  $NSE < 0$  indicates that the mean observed data is better predictor than the model output. The results shows a very good performance between simulated and observed monthly time step, for scenario1 only in 1962/72 ( $NSE=0.84$ ;  $R^2=0.89$ ); for scenario 2 in 1955/58 ( $NSE=0.85$ ;  $R^2=0.85$ ); in 1962/72 ( $NSE=0.93$ ;  $R^2=0.93$ ) and in 1988/94 ( $NSE=0.97$ ;  $R^2=0.91$ ) revealing an enhancement of results for scenario 2.

Fig. 7 depicts an example of simulated and observed discharge after calibration.



**Fig. 7 Observed and simulated discharges from 1 October 1997 to 31 October 1994.**

We can observe the occurrence of higher flow between October 1989 and April 1990, followed by dry period from June 1990 to September 1990. Following dry hydrologic years (1991 and 1992), where the rainfall was less than  $400 \text{ mm year}^{-1}$  as shown in the Fig. 3 and 4, as a result of the reduced flow shown in the figure 6. It verifies also the seasonal variability of the flow.

### 3.3.3.2 Water quality

Temporary rivers are important links between water stored, aquifer vegetation (Learned et al, 2010) and precipitation. So, pollutant processes are very closely related to the hydrological behavior. Therefore, in the dry period pollutants accumulated in the basin area and riverbed and in the wet period, the flood events drag the nutrients to the main river channel as shown in Fig. 8 and 9. These are a typical situation of Mediterranean rivers. Fig. 8 and 9 depicts the simulated and observed nutrients concentration for nitrate and total phosphorous respectively.

The hydrological wet years (1995, 1997) shown in the Fig. 4, produces a high nutrients concentration and high nutrients loads too (Fig. 10 and 11). Fig. 10 and 11 illustrates the simulated and observed nutrients loads for nitrate and total phosphorous respectively.



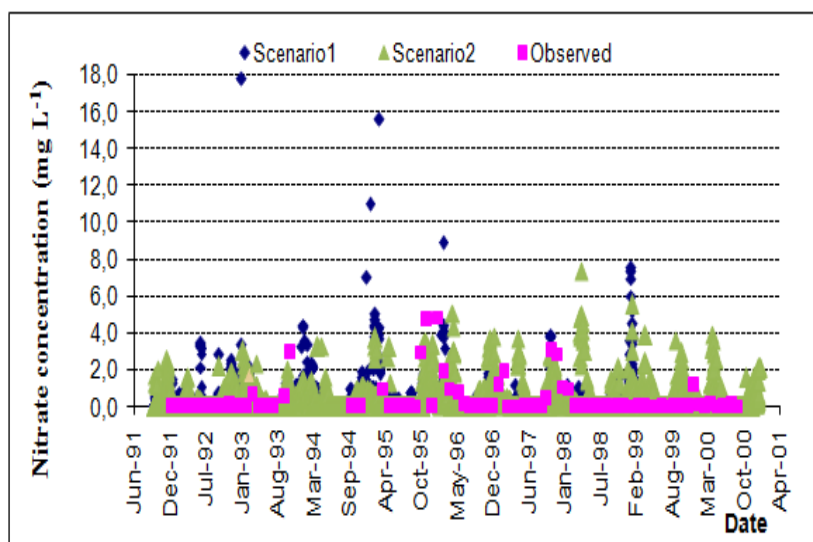


Fig. 8 Observed and simulated nitrate concentration occurred from 1991 to 2000.

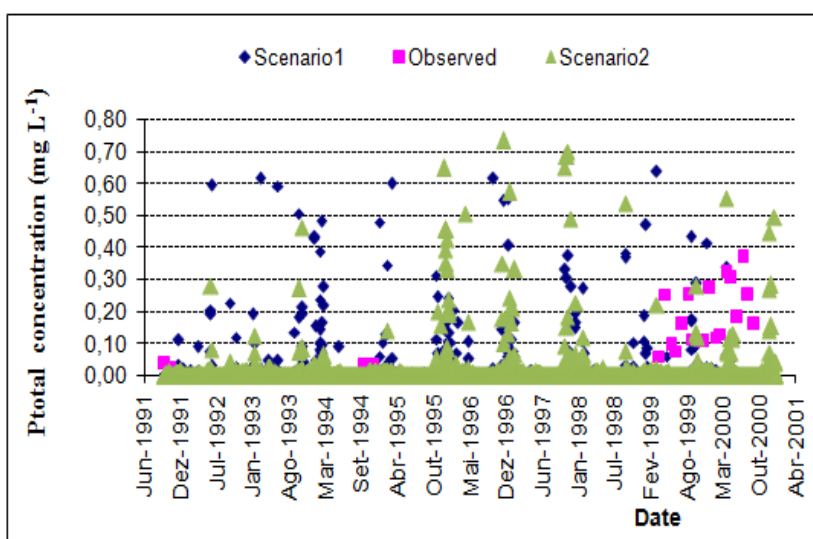


Fig. 9 Observed and simulated total phosphorous concentration from 1991 to 2000.

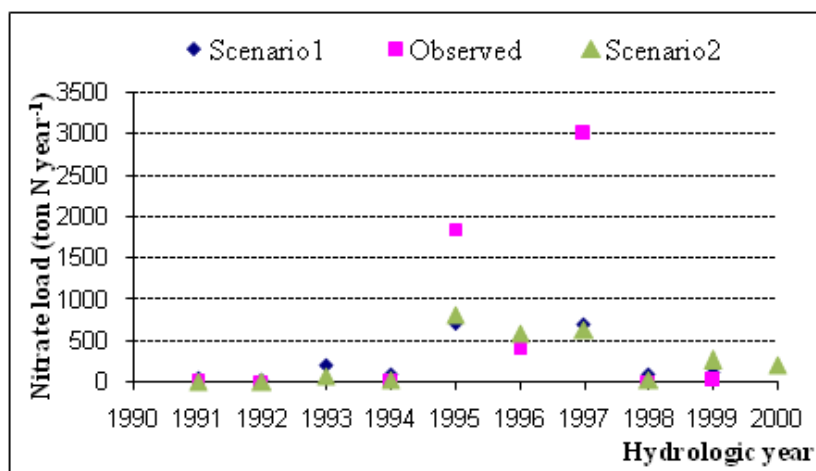


Fig. 10 Observed and simulated nitrate load from 1991 to 2000.



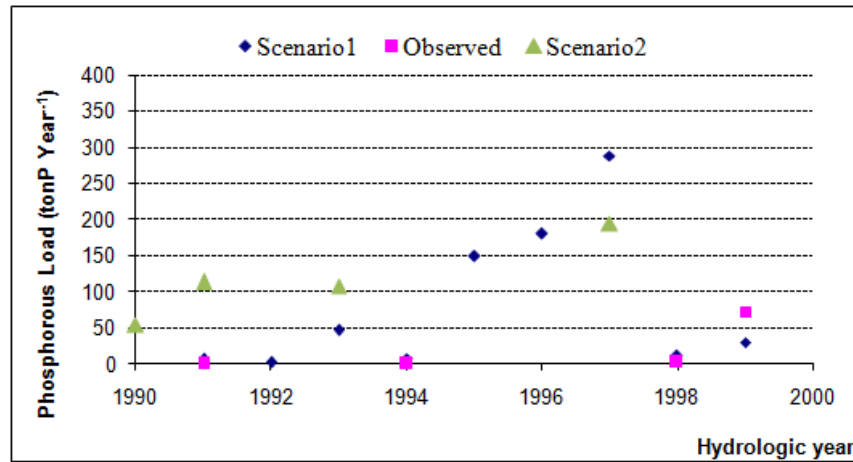


Fig. 11 Observed and simulated total phosphorous load from 1991 to 2000.

Most of the Ardila river tributaries are ephemeral, so during the wet period, after floods event the concentration of nutrients increase into the water river. As a result the dilutions of nutrients are dependent of the amount of runoff generated during the rain events (Ferrant *et al.*, 2011). The dry period is critical, due to the reduction flow into stream and simultaneously the existence of higher environmental pressure, constituting an important aspect for the temporary rivers rehabilitation.

The total phosphorus loads in the wet hydrologic year (1999) versus dry year (1998) are: 2.5 times higher for scenario1; 11 times higher for scenario2 and 32 times higher for observed values than the dry year. Simultaneously, the total phosphorus loads in the wet hydrologic year (1995) versus dry year (1994) are 19 times higher for scenario1 and 84 times higher for scenario2 than the dry year. These results explain the consecutive dry years (from 1990 to 1995) as shown in Fig. 4.

The nitrate loads in the wet hydrologic year (1999) versus dry year (1998) are 11 and 1.5 times higher for scenario2 and scenario1 respectively. However, the nitrate loads in the wet hydrologic year (1995) versus dry year (1995) are 29 and 8 times higher for scenario2 and scenario1 respectively.

Altered nutrients cycles, can promote losses of riparian vegetation, so the management of temporary river should attempt: terrestrial habitat mosaics, preservation of natural flow regimes and identification flow requirements for highly valued species and ecological proprieties (Learned *et al.*, 2009). Management plans or practices to protect water quality and sustainability of ecological quality can be performed using modelling to predict the impacts (Tzoraky and Nikolaidis, nd). However, the use of model needs a certain degree of

accuracy (Gitau & Chaubey, 2010). SWAT model has been applied to many basins in the world and it revealed a powerful tool for water quality assessments at the basin scale, after hydrologic calibration and validation. It requires a substantial amount of field data, although it is possible to use SWATmodel in the ungauged basin.

### **3.3.4 Conclusions**

Hydrologic calibration of Ardila basin was conducted using dataset from 1931 to 2003 first for Amareleja station and secondly using dataset from 1955 to 1999 for both (Amareleja and Badajoz PCP station). The increasing of weather (PCP) station and the use of the spatial data to validate the hydrologic models is very important. In this study two different options were used in order to evaluate the discharge at Ardila basin. The results showed that the NSE is improved with the increasing spatial and temporal data used. Consequently, the results show a better agreement between modelled and observed monthly data for scenario 2 (NSE=0.93;  $R^2=0.93$ ), revealing the enhancement of the results.

The temporal variability of the discharge shows to be directly associated to the precipitation regime into the basin with reflexes into water quality. The nutrients loads in the wet hydrologic year are higher than the dry year, having been observed a phosphorus total load of 32 times higher in wet years compared to dry years.

The Ardila river is inserted into Special Protected Zone for Birds, so it is important to assess the hydrological and water quality behaviour ie the magnitude and frequency of the intermittence in order to define the best management for biodiversity maintenance and ecosystem services at level of basin scale.

The results show also the annual and seasonal discharges variability at Ardila basin, characteristics of the temporary rivers, with high values in the wet hydrological years and interruption of the surface flow during the dry months.

The total weir capacity in upstream reaches (at Spanish territory) does not match the imbalanced detected between scenario2 and observed data. However, this water dammed together with the karstic geological characteristics may contribute to increase the Ardila river temporality.

Management practices of temporary rivers is essential to consider the hydrological cycle, taking into account climate change too, could worsen water shortages and simultaneously may introduce new threats to the ecosystem. The management practices into Ardila basin

assumes a special aspect, because this is part of Alqueva-Pedrogão system, the water river is used for water supply and it is an ecological corridor for species. The dry period is critical, so it is important to evaluate the environmental pressure at subbasin scale constituting an important aspect for the temporary rivers rehabilitation. Evaluative analyses of damage stream tributary are recommended.

### 3.3.5 References

- ABadajoz. nd. Ayuntamiento de Badajoz. Revisión del Plan General Municipal: Estudio de Impacto Ambiental. <http://www.aytobadajoz.es/> Accessed: 15 December 2011.
- ADENEX. (2003) Asociación para la Defensa de la Naturaleza y los Recursos de Extremadura <http://www.elperiodicoextremadura.com/> Accessed 22 August 2012.
- AEMET. (2012) Badajoz/Talavera la Real meteorological station data: 1955-2012. Agencia Estatal de Meteorología. Gobierno de España. [ftp://ftpdatos.aemet.es/series\\_climatologicas](ftp://ftpdatos.aemet.es/series_climatologicas). Accessed 2 March 2012.
- Baldissera G. (2005) Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do rio Cuiabá/mt. Dissertação de Mestrado em Física e Meio Ambiente, apresentada na Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá. 132p. Accessed: 2 December 2009.
- Carvalho S. (2010) Qualidade da água em rios temporários: Implicações nas ribeiras do Oeste. Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para a obtenção do grau de mestre. 138p. Lisboa.
- CEDEX. (2010) Flow Jerez de los Caballeros, Estación foronómica 4170. <http://www.hercules.cedex.es>. Accessed 16 June 2010.
- Chahinian, N., Tournoud, M.G., Perrin, J.L. & Picot, B. (2012). Flow and nutrient transport in intermittent rivers: a modelling case-study on the Vène River using SWAT 2005. *Hydrological Sciences Journal*, **56**(2), 268-287.
- CH Guadiana. (2010) Confederación Hidrográfica del Guadiana. Presas de Embalse. <http://www.chguadiana.es/> Accessed 23 October 2010.
- Chu Y, Salles C, Cernesson F, Perrin JL, Tournoud MG. 2008. Nutrient load modelling during floods in intermittent rivers: An operational approach. *Environmental Modelling & Software* **23**: 768-781. DOI:10.1016/j.envsoft.2007.09.008.
- Chu, T.W, Shirmohammadi, A., Montas, H. & Sadeghi, A. (2004) Evaluation of the SWAT model's sediment and nutrient components in the piedmont physiographic region of Maryland. *Trans. ASAE*, **47**(5), 1523-1538.
- CM Barrancos. 2011. Câmara Municipal de Barrancos. Avaliação Ambiental Estratégica: Plano de Urbanização de Barrancos. Relatório dos factores críticos para a decisão. Dezembro. Divisão de Obras e Serviços Urbanos, Gabinete Técnico Municipal, Serviço de Urbanismo, Barrancos.

- CMMoura. 2008. Câmara Municipal de Moura. Revisão do Plano Director Municipal de Moura, Fase 1, Análise e Diagnóstico. Volume 2. Sistema Biofísico e Ambiental. Moura
- Costa A. 2012. O potencial de Portugal em águas subterrâneas, com destaque para o aquífero Moura-Ficalho. VI Encontro de professores de Geociências da Associação para a Defesa e Divulgação do Património Geológico do Alentejo e Algarve. [http://www.associacaodpga.org/vi\\_alen\\_alg\\_moura\\_files/](http://www.associacaodpga.org/vi_alen_alg_moura_files/) Accessed: 11 December 2012.
- David A, Perrin JL, Rosain D, Rodier C, Picot B, Tournoud MG. 2011. Implication of two in-stream processes in the fate of nutrients discharged by sewage system into a temporary river. *Environ Monit Assess* **181**, 491–507. DOI: 10.1007/s10661-010-1844-2
- Durão, A., Morais, M.M, Chambel, P., Brito, D., Fernandes, R.M. & Neves, R. (in press) Estimation of transported pollutant load in Ardila watershed using the SWAT model. *Environmental Science and Engineering (A & B)*, **1**(10), 1179-1191.
- Estrancy J, Garcia C, Alberich R. 2010. Streamflow dynamics in a Mediterranean temporary river. *Hydrological Sciences Journal* **55**(5), 717-736. DOI: 10.1080/02626667.2010.493740
- Ferrant S, Oehler F, Durand P, Ruiz L, Salmon-Monviola J, Justes E, Dugast P, Probst A, Probst JC, Sanchez-Perez JM. 2011. Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modeling approaches. *Journal of Hydrology* **406**, 1-15. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.05.026
- Ferreira, A. 2000. Caracterização de Portugal Continental. Available at: <http://repositorio.lneg.pt/bitstream/10400.9/542/2/cap2.pdf> Accessed: 11 August 2012
- Galván L, Olías M, Fernandez de Villarán R, Domingo Santos JM, Nieto JM, Sarmiento AM, Cánovas CR. 2009. Application of the SWAT model to an AMD-affected river (Meca River, SW Spain): Estimation of transported pollutant load. *Journal of Hydrology*. **377**, 445–454. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.09.002
- Gassman PW, Reyes MR, Green CH, Arnold JG. 2007. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. *Trans. ASABE*. **50**(4), 1211–1250
- Gitau MW, Chaubey I. 2010. Regionalization of SWAT model parameters for use in ungauged watersheds. *Water*. **2**, 849-871. DOI: 10.3390/w2040849
- IMP. 2000. Normais Climatológica Beja: 1971-2000. Instituto de Meteorologia do Portugal. Lisboa. Available at: <http://www.meteo.pt/pt/pesquisa/searchresult.jsp>. Accessed 11 February 2011
- INE. 2001. Instituto Nacional de Estatística. População residente, segundo grupos etários e sexo. Censo de 2011.
- INES. 2012. Instituto Nacional de Estadística. Madrid. Spain. Available at: <http://www.ine.es/jaxi/menu.do?type=pcaxis&path=%2Ft20%2Ft260%2Fa2011%2F&file=pcaxis&N=&L=0>. Accessed: 04 December 2012.
- Jeong J, Kannan N, Arnold J, Glick R, Gosselink L, Srinivasan R. 2010. Development and integration of sub-hourly rainfall-runoff modeling capability within a watershed model. *Water Resour Manage*. DOI: 10.1007/s11269-010-9670-4.
- Kannan N, White SM, Worrall F, Whelan MJ. 2007. Sensitivity analysis and identification of the best evapotranspiration and runoff options for hydrological modelling in SWAT-2000. *Journal of Hydrology*, **332**, 456–466.

- Lam QD, Schmalz B, Fohrer N. 2010. Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. *Agricultural Water Management*, **97**, 317–325
- Larned ST, Detry T, Arscott D, Tockner K. 2010. Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology*, **55**, 717–738.
- LPN. nd. Liga para a Protecção da Natureza. Available at: <http://habitatlinceabutre.lpn.pt/Homepage/PaisagemMediterranica/Content.aspx?tabid=2327&code=pt> Accessed 2 March 2012.
- Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D. & Veith, T.L. (2007) Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans. ASAB*, **50**(3), 885–900.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.R., Kniry, J.R., & Williams, K.W. (2005) SWAT2005 Theoretical Documentation. version 2005. Grassland, Soil and Water Research Laboratory Agricultural Research Service. Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station. 476p. Texas <http://swatmodel.tamu.edu/documentation>. Accessed 13 December 2009.
- PH. 2009. Plan Hidrológico. Demarcación Hidrográfica del Guadiana. Contaminación difusa en Ardila. <http://planhidrologico2009.chguadiana.es/corps/planhidrologico2009/data/resources/file/documentos/DOCaconsulta/segundaetapa/ANEJOB/CumplimientoObjetivosPlanificacion/F11difusaArdila.pdf>. Accessed 22 August 2012.
- Rosenberg, D.M., McCully, P. & Pringle, C.M. (2000) Global-scale environmental effects of hydrological alterations: introduction. *BioScience*, **50**(9), 746–751.
- Sistema de Información Geológico Minero de Extremadura [SIGEO] (2012) Geología de Extremadura formato shp. 1:250000. <http://sigeo.gobex.es/portalsigeo/web/guest/descargas> Accessed 11 December 2012.
- Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos [SNIRH] (2003) Amareleja meteorological station data: 1931–2003 Database. Lisboa, Instituto da Água I.P. <http://snirh.pt>. Accessed 20 October 2009.
- SNIRH (2008a) Water Quality data: 1981–1999. Database. Lisboa, Instituto da Água I.P. <http://snirh.pt>. Accessed 20 October 2009.
- SNIRH 2008b. Flow data: 1949–2000 Database. Lisboa, Instituto da Água I.P. <http://snirh.pt>. Accessed 20 October 2009.
- Tharme, R.E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: Emerging Trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*, **19**, 397–441.
- Tzoraki, O. & Nikolaidis, N. (nd) Hydrological and biogeochemical modeling of a typical temporary Mediterranean river basin. <http://www.srcosmos.gr> Accessed 4 December 2012.
- Tzoraki, O., Nikolaidis, N.P., Trancoso, A.R., Braunschweig, F. & Neves R. (2009) A reach-scale biogeochemical model for temporary rivers. *Hydrological Processes*, **23**, 272–283.



## Capítulo 4. Participação de atores sociais na gestão de bacias hidrográficas

---

Este capítulo é baseado no artigo:

Durão, A., Viegas-Piteira, A. & Morais, M.M. Participação de atores sociais na gestão de bacias hidrográficas: Estudo de caso da bacia do rio Ardila. ATAS do VII Congresso Português de Sociologia, Realizado no Porto, 19 a 22 Julho 2012. ST8, Painei Ambiente e Sociedade. Mesa 4: Participação Pública, Desenvolvimento Sustentável e Agenda 21 local, disponível em [www.aps.pt](http://www.aps.pt)

## ***Sumário***

A participação pública nos planos de gestão de bacias e nas ações de reabilitação de rios é considerada fundamental. Neste capítulo faz-se uma breve revisão bibliográfica sobre participação pública. Apresenta-se a metodologia utilizada para perceber o envolvimento dos atores sociais na gestão e no planeamento da bacia hidrográfica. Descrevem-se e discutem-se os resultados do inquérito aplicado aos atores sociais.



## ***Resumo***

O Alentejo confronta-se com alteração da paisagem sobre os recursos naturais resultantes da alteração do uso de solo devido à maior disponibilidade de água proveniente da construção do Empreendimento de Fins Múltiplos do Alqueva (EFMA) em 2002. A Directiva Quadro da Água [DQA] transposta para Portugal (LA) tem como fim proteger as massas de água, estabelecendo objetivos ambientais. Os planos de gestão para as regiões hidrográficas deverão integrar um programa de medidas que permitam alcançar os objetivos definidos, sendo a participação pública um dos requisitos.

Neste trabalho é estudada a bacia hidrográfica do rio Ardila com o objetivo de conhecer percepções e opiniões dos atores sociais, atividades desenvolvidas e alterações dos usos de solo. Para o efeito, efetuou-se: pesquisa documental e empírica para identificar os potenciais impactes no rio Ardila e afluentes; inquérito com questionário base para saber a visão dos diferentes intervenientes e identificar os principais problemas da qualidade da água no rio; questionários específicos por atividade desenvolvida.

Os resultados contribuem para a definição de estratégias sustentáveis com vista a: diminuição de conflitos por falta de informação; conhecimento local sobre as questões ambientais; maior participação na tomada de decisões. Pretende-se assim, contribuir para o sucesso de implementação da DQA através do cumprimento dos objetivos ambientais estabelecidos no plano de gestão para a região hidrográfica do Guadiana.

**Palavras-chaves:** participação pública; gestão de bacia hidrográfica; inquérito; atores sociais

## Capítulo 4

### **4.1. Introdução**

A Directiva Quadro da Água (DQA) estabelece um enquadramento para a protecção das águas superficiais interiores, águas de transição, águas costeiras e águas subterrâneas, de modo a evitar a degradação, proteger e melhorar o estado dos ecossistemas aquáticos, terrestres e zonas húmidas, assim como promover o consumo sustentável da água.

Os Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH) são instrumentos de planeamento que têm como objetivo a constituição de uma base de suporte à gestão, protecção e valorização ambiental, social e económica. Neste sentido, incluem um programa de medidas com vista a alcançar os objetivos ambientais a atingir até 2015. A Administração Regional Hidrográfica do Alentejo [ARH Alentejo] foi a entidade responsável pela elaboração dos PGBH, onde se insere e apoia o processo de participação pública. O processo de informação e de consulta pública do PGRH do Guadiana (RH7) teve uma fase inicial de levantamento das questões significativas da gestão da água (Fevereiro a Julho, 2009) e uma fase posterior de apresentação, debate do plano e recolha de observações e propostas (Julho, 2011 a Janeiro, 2012).

A bacia hidrográfica (BH) do rio Ardila integra-se na RH7 (67000 km<sup>2</sup>). O rio Ardila insere-se na zona de protecção das captações de água para abastecimento público. Esta zona dispõe de um conjunto de objetivos operacionais, onde se incluem: a promoção e o conhecimento sobre as pressões, estado e utilizações das massas de água; a redução e o controle das fontes de poluição e a promoção da gestão integrada dos recursos hídricos partilhados com Espanha. É de realçar que para as zonas protegidas o objetivo ambiental adicional é alcançar uma água com qualidade de classe A3<sup>1</sup> até 2015 (ARH Alentejo, 2011), situação frequentemente não observada no rio Ardila.

A participação pública tem aumentado significativamente a nível mundial, tornando-se parte integrante da gestão estratégica dos recursos naturais e gestão estratégica das BH (De Stefano, 2010). De facto, o envolvimento dos atores sociais na gestão e no planeamento da BH permite o conhecimento social local de gestão dos usos do solo com impactes nos recursos hídricos.

---

<sup>1</sup> Classe de qualidade de água com maior grau tratamento, para produção de água para consumo

A escala local permite obter informação detalhada para a gestão integrada da BH e é igualmente a mais adequada para a participação pública.

Este trabalho enquadra-se na investigação em curso de diagnóstico e procura de estratégias para a melhoria da qualidade de água no rio Ardila e tem como objetivos compreender as percepções e opiniões dos atores sociais em relação à protecção do ambiente na BH do Ardila, as atividades desenvolvidas e as alterações dos usos do solo decorrentes da construção das infra-estruturas do Empreendimento de Fins Múltiplos do Alqueva [EFMA].

## ***4.2 Participação pública***

Tomando como ponto de partida o artigo 14.º da DQA "Informação e consulta do público", sabe-se que os Estados Membros “incentivarão a participação activa de todas as partes na execução da presente directiva, especialmente na elaboração, revisão e actualização dos planos de gestão de bacia hidrográfica”, sendo exigido que os mesmos sejam “publicados e facultados ao público, incluindo os utilizadores”, tendo em vista a apresentação de observações, calendarização e programa de trabalhos para a elaboração do plano. Neste sentido, a implementação do artigo obriga a ir mais longe no processo de informação, consulta e participação dos atores sociais nos PGBH. Desde a década do 90 do século XX têm-se realizado seminários na Comunidade Europeia para orientarem tecnicamente as formas de participação dos atores sociais nas BH. Nas suas recomendações propõe-se a necessidade de definir grupos alvo, de estabelecer formas activas de consulta pública, e de implementar uma gestão cuidada das experiências e expectativas dos atores sociais. A "informação" é um passo importante que permite construir confiança e segurança, para que os pontos de vista dos atores sociais possam ser considerados e terem uma influência real nos planos de BH. A "consulta" deve ser conduzida de forma a promover a oportunidade para que todos os consultados, possam ter um envolvimento/influência no processo de planeamento e/ou de decisão (WWF, 2001, pp. 23-25). O público deve ser incentivado a participar activamente nas diferentes fases dos PGBH, antes da adopção das decisões finais. Para tal deve ter acesso à documentação e informação relativa ao progresso alcançado.

Existe consenso teórico entre especialistas de que a participação pública é essencial para a gestão pública e político-institucional. A participação local na gestão de recursos hídricos transfronteiriços implica esforço e conhecimento dos processos políticos e sociais que

ocorrem a várias escalas: nacional; regional e local (Fatch *et al.*, 2010). A participação local serve para obter informações e respostas às questões locais, conhecer as práticas e saber a opinião dos grupos alvo (Selener, 1997 *in* Fatch *et al.*, 2010). O envolvimento dos actores aumenta a consciencialização sobre as questões de desenvolvimento sustentável. O diálogo e a procura de consensos, apesar dos conflitos de interesse entre "poder local", Estado central, organizações locais, empresas, movimentos de cidadãos, etc., possibilitam a aquisição de informação para a adopção das melhores soluções. A participação pública contribui para incluir os sectores da sociedade na tomada de decisão; melhorar a qualidade das decisões, através da inclusão de diferentes perspectivas ou pontos de vista; e proporcionar uma tomada de decisão com princípios democráticos (De Marchi & Ravetz, 2001 *in* Videira *et al.*, 2009). Tal contribui para a definição de melhores estratégias de gestão. Uma vez identificados os problemas, objetivos e estratégias, de recuperação das massas de água, pode-se definir o que é desejável e alcançável (MacPherson *et al.*, nd). A participação pública tem ainda um papel educativo (Veiga, 2007) no sentido da maior consciencialização da protecção da BH.

A caracterização dos problemas da BH requer uma revisão dos impactes ambientais da atividade antropogénica na área envolvente (Videira *et al.*, 2009). A participação dos actores é uma oportunidade para incorporar as suas percepções e contribuições nas tomadas de decisão. A participação procura combinar o conhecimento adquirido, de forma a reduzir a incerteza, promover a aprendizagem social e desenvolver a gestão adaptativa (Irvine *et al.*, 2009; Reed *et al.*, 2008 *in* Davies, 2011). A combinação do longo prazo com as perspectivas dos actores poderá trazer benefícios mútuos a todas as partes (Davies, 2011). Porém, pode acontecer que os benefícios favoreçam apenas os que se envolveram de perto na participação, ou os que detêm informação, e/ou têm capacidade de argumentação, ou ainda, têm poder estratégico para influenciar a agenda da definição dos planos de gestão de BH.

Entre os países europeus observam-se diferentes situações na valorização e uso da participação. Muitos países não têm mesmo tradição de participação, colocando-se dificuldades acrescidas à implementação da DQA. Portugal é, sem dúvida, um desses casos.

A história da relação entre sociedade e ambiente em Portugal explica o défice crónico de participação pública por parte das instituições e da sociedade civil. Schmidt (2008a)

destaca, por um lado, a existência de uma pressão externa para introduzir importante legislação, sobretudo desde a adesão de Portugal à Comunidade Europeia, por outro lado, um terreno institucional e social pouco sensível e aberto a processos participativos. Refere que, apesar do Estado português ratificar convenções internacionais (Convenção de Aarhus), consagrando o acesso à informação, participação nos processos de decisão e acesso à justiça ambiental, existe iliteracia ambiental e fraca intervenção da sociedade civil “mesmo em matérias cruciais onde está legalmente consagrada a consulta e a participação públicas efectivas, como é o caso dos diversos planos para os diversos sectores e/ou das directivas de avaliação de impacto ambiental e da água”. De facto, e de acordo com o projeto IBERAQUA (2002), a participação pública em Portugal, no âmbito dos conselhos de bacia, é deficiente devido à dificuldade no acesso à informação, nomeadamente na obtenção dos documentos, prazos de resposta e fraca representatividade dos utilizadores da água no conselho de Bacia.

Contudo, em Portugal, Videira *et al.* (2009) reportam a experiência da investigação efectuada no "Baixo Guadiana", cujo objetivo se relaciona com a modelação participativa e o envolvimento activo dos atores sociais na definição dos problemas, pressões e impactes da BH. O referido estudo incidiu no desenvolvimento e teste de ferramentas para o planeamento, avaliação e intervenção integrada na BH no contexto da implementação da DQA. Os autores observaram que 44% dos participantes nunca tinham tido uma experiência de participação pública. A maioria reconheceu que a participação é muito importante, porque promove o diálogo entre os atores. Contudo, os participantes não acreditam que os decisores estejam dispostos a partilhar o poder, existindo muitos conflitos entre os participantes, decorrente de falta de experiência pessoal e institucional em processos de diálogo aberto.

Deste modo, apesar do desenvolvimento dos actuais PGBH terem criado oportunidades e espaços para uma participação activa em Portugal e do reconhecimento crescente de que a participação permite uma responsabilidade compartilhada de protecção dos recursos hídricos no planeamento e execução das medidas destinadas à protecção e a utilização sustentável da água, a participação é considerada: predominantemente “de cima para baixo”; Vasconcelos (2004 *in* Vasconcelos *et al.*, 2011) refere o uso de formatos passivos de participação, nomeadamente em relação à disponibilização de informação e à consulta pública; dispositivos de participação e gestão da água centralizados (Veiga, 2007); conflitos entre atores sociais (Videira *et al.*, 2009); explicado pela prática de uma

democracia tardia, cultura cívica incipiente, constituição da estrutura social, fraca mobilização cognitiva e baixa exposição aos média (Cabral, 2000 *in* Delicado *et al.*, 2007).

Os atores sociais podem ser definidos como qualquer pessoa, grupo ou organização cujas acções influenciam directa ou indirectamente o projeto (Schiefer *et al.*, 2006); podendo ser afectados positiva ou negativamente por uma acção (Gass *et al.*, 1997 *in* Billgren *et al.*, 2008); agindo racionalmente com um interesse comum, um sentido estratégico e institucional em relação a um sistema de acção colectiva (Guerra, 2006). Teoricamente qualquer indivíduo é um actor social mas na prática nem todos são reconhecidos como tal, muitas vezes apenas são reconhecidos aqueles que estão organizados (Billgren *et al.*, 2008), descorando o papel de movimentos sociais.

Se falamos em participação pública, num determinado âmbito local (caso da BH do rio Ardila), então podemos admitir a necessidade de usar a “Análise Estratégica dos Atores”, entendendo por esta, a análise que “pretende identificar as pessoas, as instituições ou os grupos envolvidos nos processos de planeamento e noutros projetos de intervenção e aprofundar as características, motivações e mobilização da participação, face aos seus objetivos.” (Guerra, 2006).

Por participação pública entende-se um dispositivo instrumental e processual complexo, capaz de juntar diferentes conjuntos de atores sociais, individuais e colectivos, “de cima” e “de baixo”, “de fora” e “de dentro”, reunindo várias lógicas (interesses), experiências, saberes e recursos (geralmente desiguais e conflituais entre si), numa plataforma institucional de diálogo, negociação e compromisso em torno da aplicação contextualizada de políticas públicas num dado território de intervenção.

## **4.3 Metodologia**

### **4.3.1 Área de estudo**

A BH do Ardila é transfronteiriça; insere-se na Região Hidrográfica do Guadiana (RH7) e ocupa uma área aproximada de 3711 km<sup>2</sup>, dos quais 78% ocupam território espanhol (Fig. 1). O Rio Ardila nasce em Espanha, na serra da Tentudia e desagua na margem esquerda do rio Guadiana, em Portugal. Tem um comprimento aproximado de 160 km. A captação de água no rio Ardila, localizada geograficamente em 7,2°W e 38,2°N, é uma zona protegida de origem superficial para a produção de água para consumo humano. A área de

estudo do presente trabalho corresponde a toda a componente portuguesa da BH do rio Ardila.

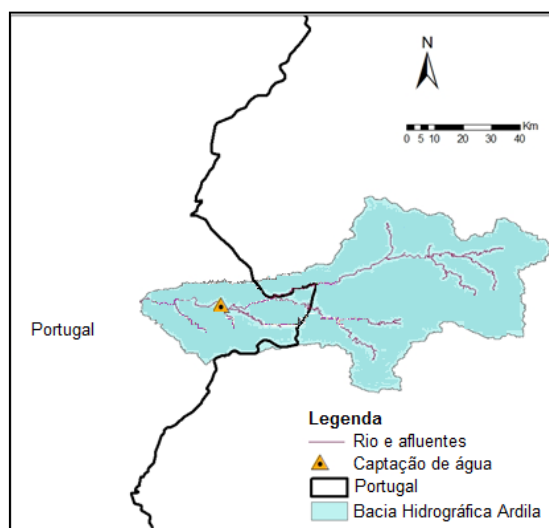


Fig. 1 Bacia hidrográfica do Ardila.

#### **4.3.2 Amostragem**

A amostragem é não probabilística intencional, subordinada aos objetivos específicos da investigação. Neste sentido, foram seleccionados os seguintes grupos de actores sociais: agricultores (agro-pecuária, vinicultura, olivicultura), incluindo membros das associações de agricultores e das cooperativas agrícolas; administrações locais (Câmara Municipal [CM] Moura e CM Barrancos e as oito juntas de freguesia (JF) pertencentes à BH do rio Ardila); organizações locais (Moura-Salúquia, Associação Desportiva de Caça e Pesca da Herdade de Pé de Cão, Associação Barraquenha de Criadores de Porco Preto); entidades públicas do estado central a nível regional (ARH Alentejo, actual Agência Portuguesa do Ambiente, Direcção Regional de Agricultura, Ambiente Ordenamento do Território e Pescas, Empresa de Desenvolvimento das Infra-estruturas do Alqueva (EDIA), entre outras organizações locais, para além de actores individuais residentes. Apesar de terem sido contactados por diversas vezes, a ARH Alentejo, os Bombeiros e duas associações de desenvolvimento local, não responderam aos inquéritos. Contudo, dos 42 potenciais inquiridos, 38 responderam ao inquérito, o que se considera um bom resultado.

### **4.3.3 Elaboração do inquérito**

Na elaboração do inquérito tomou-se como referência os trabalhos de Kaplowitz *et al.* (2008), no âmbito dos quais, o questionário aplicado à amostra é adaptado a cada grupo de actores sociais. Nestes casos os inquéritos foram enviados por e-mail, para recolher informação de dois grupos alvo numa BH com pressões urbanísticas. A participação dos agricultores e dos proprietários agrícolas contribuiu para o sucesso da gestão das fontes de poluição difusa em BH da região de Michigan nos EUA.

No presente trabalho, foi identificada a informação que se pretendia obter, seleccionaram-se os grupos alvo e elaboram-se inquéritos no "Google Docs" com perguntas abertas e fechadas.

As perguntas abertas permitem aos inquiridos expressarem-se livremente, indicando a informação e o conhecimento de que dispõem. As perguntas fechadas permitem que os inquiridos respondam à mesma pergunta de modo a que as respostas possam ser comparáveis entre si, podendo, no entanto, o inquirido ser sugestionado a fornecer uma resposta que provavelmente não daria (Foddy, 1996). Algumas perguntas fechadas foram feitas de modo a que os inquiridos escolhessem apenas uma resposta a partir de uma lista de opções. Noutras, os inquiridos podiam seleccionar várias respostas a partir de uma lista de opções. Utilizaram-se também escalas de avaliação para que os inquiridos indicassem a intensidade das suas atitudes relativamente a determinados tópicos.

Optou-se também por fazer questionários específicos, ou seja, versões distintas, para cada subgrupo de actores sociais (agricultura, agro-pecuária e olivicultura) e um questionário base aplicado a toda a amostragem.

O questionário específico permite perceber as práticas dos grupos de actores sociais (JF e CM; Agricultores) (olivicultura, agro-pecuária, agricultura), com potenciais impactes na BH. Estes dispõem de perguntas relevantes apenas para cada atividade, como por exemplo, questões sobre as práticas da agricultura ou o tipo de cama utilizado para os animais.

O questionário base permite obter informação relativa ao tipo de atividades desenvolvidas na BH com repercussões no rio, e à percepção dos actores sociais relativa à qualidade da água do rio Ardila.

Definiram-se quatro temas: 1) demografia; 2) usos da BH; 3) preocupação com a qualidade da água (atitude); e 4) práticas de gestão (comportamento). A informação relativa às três



primeiras questões constituem o questionário base e a quarta questão constitui o questionário específico.

Realizaram-se pré-testes para verificar se as perguntas funcionavam como se pretendia e se eram bem interpretadas por parte dos inquiridos, tendo-se efectuado vários ajustes. Por exemplo, "em que mês do ano aplica fertilizante?", neste caso foi possível constatar que havia agricultores que não aplicavam fertilizante, pelo que, na listagem das opções de resposta, para além dos meses, incluiu-se o termo "não se aplica". Nas perguntas fechadas, optou-se também por incluir uma opção "outro", colocando em seguida uma pergunta aberta para o inquirido indicar o significado dessa opção. Procurou-se saber se os inquiridos tinham participado no processo de informação e de consulta pública da RH7. O organograma final do inquérito encontra-se no Apêndice 1.

#### ***4.3.4 Implementação do inquérito***

Primeiramente efectuaram-se contactos telefónicos aos potenciais inquiridos (42 pessoas) para explicar o objetivo do inquérito e saber se estariam disponíveis em participar no estudo, através do preenchimento do questionário "on-line". Depois enviaram-se por e-mail. Cada membro de amostragem foi contactado telefonicamente no máximo 3 vezes para a obtenção da resposta. No entanto, com o decorrer do preenchimento e do tempo estabelecido para o efeito (17 de Janeiro a 16 de Fevereiro, 2012), constatou-se que alguns dos potenciais inquiridos não respondiam porque não dispunham de tempo para preencher o inquérito on-line, pelo que, no terceiro contacto telefónico, optou-se por se preencher alguns inquéritos via telefone.

### ***4.4 Resultados e discussão***

#### ***4.4.1 Caracterização dos inquiridos***

A maioria dos inquiridos (82%) tem idades compreendidas entre 25 e 55 anos, é do sexo masculino (58%), possui um curso superior (52%) e tem como atividade profissional a agricultura (53%). Dos 53%, 34% têm a agricultura como atividade principal e 19% como atividade secundária. Do conjunto dos agricultores 84% das explorações estão localizadas no concelho de Moura. Quase metade (45%) dos agricultores são proprietários há mais de 20 anos, 30% entre 10 e 20 anos e os restantes (25%) são proprietários há menos de 10 anos. Do total da amostra 32% dos inquiridos pertencem às autarquias locais. A maioria dos inquiridos (84%) é residente nos concelhos de Moura e de Barrancos.

#### ***4.4.2 Melhor utilidade e atividades no rio ou à volta do rio Ardila***

Os resultados, relativamente à finalidade do rio Ardila, revelam que a maioria dos inquiridos considera a captação de água como sendo muito importante (53%), seguida de lazer (24%) e de abeberamento de animais (24%). Tal significa que mais de metade da amostra reconhece, ou sabe, que existe uma captação de água bruta no rio Ardila, a qual, depois de tratada, é distribuída para freguesias do concelho de Moura. O grupo da administração local revelou que a proximidade do rio (2 km de estrada) à freguesia de Santo Amador "faz com que as pessoas reconheçam o rio como seu", utilizando-o para "lavagem de roupa, principalmente, cobertores e tapetes de grandes dimensões que não cabem na máquina de lavar". Foi também referido que "o rio Ardila pode ser utilizado tanto para turismo como para regadio, desde que seja bem gerido".

Dos 24% que afirmaram que o rio Ardila é muito importante para o abeberamento dos animais, 83% consideraram que serve para o aporte de água para gado bovino. Esta situação poderá ser indicativa de pastorícia na área envolvente do rio, conducente a poluição difusa.

A relação entre os usos e as expectativas dos inquiridos articula-se entre si, pois os inquiridos destacaram a captação de água, para consumo público (39%) e lazer (29%), como sendo a melhor utilização do rio. Os resultados revelam que, com equilíbrio, o rio Ardila poderá servir para diferentes atividades.

Os resultados mostram que 71% do total dos inquiridos participaram, pelo menos uma vez por ano, em atividades no rio e/ou na área envolvente, sendo na sua maioria passeios pela natureza (29%).

#### ***4.4.3 Opinião dos inquiridos sobre a qualidade da água do rio***

De acordo com a frequência de observação e do conhecimento local, os inquiridos classificaram a água do rio Ardila como sendo má ou de razoável qualidade (87% da amostra), devido: às descargas das águas residuais sem tratamento; utilização de fertilizantes na agricultura, à existência de atividades agrícolas e pecuárias próximas do rio em Espanha; ao caudal superficial reduzido no verão; à existência de cianobactérias. Apenas 13% dos inquiridos consideram que a água é de boa qualidade. Na Fig. 2 observa-se que os inquiridos consideram que, as descargas de esgotos (61%), as descargas de águas

russas (45%) e a utilização de pesticidas e herbicidas (42%), são as atividades que mais contribuem para a diminuição da qualidade da água do rio Ardila.

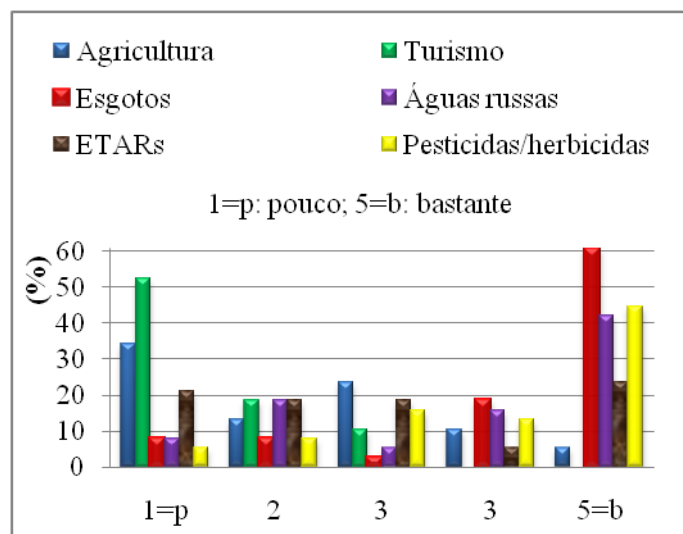


Fig. 2 Opinião dos inquiridos sobre atividades que diminuem a qualidade da água do rio

Em contrapartida, consideram que o turismo (53%), a agricultura (35%) e as ETAR (21%), contribuem pouco para a diminuição da qualidade da água no rio. Paralelamente, para a pergunta aberta "outras atividades que podem diminuir a qualidade da água do rio Ardila", referiram: "as descargas provenientes de Espanha, concretamente as indústrias instaladas nas localidades de Fregenal de la Sierra e Jerez de los Caballeros"; "a existência de explorações intensivas de suinicultura e de agro-pecuária, na parte espanhola"; "o mau funcionamento da ETAR de Moura"; e referiram também que o maior problema "vem de Múrtega". De facto, a qualidade da água da ribeira de Múrtega é frequentemente baixa, devido às descargas de efluentes de matadouros e unidades de produção de carnes e enchidos de porco preto, localizadas em Espanha (ARH Alentejo, 2011). Esta ribeira nasce em Espanha e é um dos afluentes do rio Guadiana.

#### 4.4.4 Protecção do rio e área envolvente

Para perceber o contributo dos inquiridos relativamente à protecção da BH do Ardila, colocou-se uma pergunta aberta. Os resultados obtidos (Fig. 3) foram agrupados por categorias, nomeadamente: boas práticas agrícolas e ambientais (Não Poluir); acções de fiscalização (Fiscalizar); não faz parte das suas competências (Acção limitada); acções de sensibilização (Sensibilização) e não responde, ou não sabe (NR/NS).

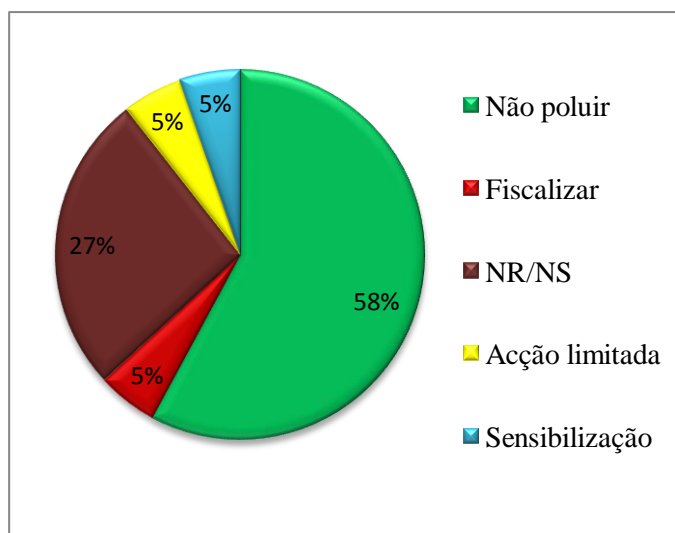


Fig. 3 Resultados dos inquiridos relativamente à protecção do rio e área envolvente

A maioria dos inquiridos (58%) respondeu que se deve evitar a poluição do rio e seus afluentes na área envolvente, assim como evitar o uso de pesticidas. Contudo, 27% dos inquiridos não tem qualquer opinião acerca da protecção do rio e área envolvente. Facto que evidencia a importância da informação e de se ter conhecimento para formar opinião.

Quanto às acções de protecção do rio e da BH prevista ou a contemplar no plano de atividades do grupo da administração local, constatou-se que aquelas não são contempladas. Por um lado, porque não é competência das JF e, por outro lado, porque as zonas envolventes do rio pertencem a particulares, tornando a sua acção limitada. Apesar disso, consideram que se deve evitar a poluição do rio e dos seus afluentes e que "o ministério de tutela do ambiente e as entidades regionais com essa responsabilidade, tanto em Portugal como em Espanha, deveriam pôr em prática mecanismos de protecção da água através do cumprimento de leis mais apertadas". Referiram também que se deve promover acções: de sensibilização junto da comunidade escolar para a protecção do ambiente e do recurso água; de controlo da qualidade da água; limpeza das zonas de lazer; de aperfeiçoamento do funcionamento da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR); vigilância para alertar imediatamente a CM. É de realçar que a CM de Barrancos prevê a elaboração de projetos de recuperação das zonas envolventes da ribeira do Múrtega. A JF Santo Amador publica uma página verde onde informa a população "sobre as medidas a tomar na utilização da água e dos solos". Foi também referido que a população teve, sempre, uma relação honesta com o rio, usufruindo deste sem o destruir.

Relativamente ao grupo dos agricultores foi possível aferir que dispõe de um conhecimento relevante pois, relativamente à sua contribuição para proteger o rio e a área envolvente responderam sumariamente que: "deve-se controlar as fertilizações e as mobilizações do solo a fim de evitar a erosão e o assoreamento para os cursos de água; deve-se aplicar boas práticas agrícolas; deve-se utilizar baixos níveis de adubação azotada; deve-se praticar agricultura biológica, mantendo olival tradicional nas margens do rio" e "Não sei se ocorre, mas o rio não deveria receber qualquer esgoto das povoações". "Ao nível da área envolvente, deveriam ser feitas limpezas periódicas suportadas por estudos, que permitissem manter alguma regularidade no leito rio, bem como garantir o bom desenvolvimento de árvores junto das margens de forma a evitar que, com fortes chuvadas, a água ganhe demasiada velocidade; deve-se valorizar determinadas zonas junto aos rios com acesso para a população, para que as pessoas as possam conhecer melhor, valorizar e defender esses espaços e a qualidade da água. É muito importante envolver as pessoas nestas acções e não restringir, afastar e penalizar, que é o que tem acontecido ultimamente. Quem vem de fora defender determinados valores, tem de saber respeitar quem cá está e, muitas vezes, tem uma cultura diferente. Não se pode vir impor coisas às pessoas, algumas delas erradas, pois se existem determinados valores ambientais na região é porque quem cá está tem conseguido conservá-los". Algumas das opiniões dos inquiridos revelam diferentes percepções sociais e culturais face aos valores ambientais e à sua protecção, e ainda uma crítica ao afastamento dos grupos locais relativamente à tomada de decisão.

#### ***4.4.5 Usos do solo e comportamentos***

Relativamente aos usos do solo, os resultados indicam que a cultura agrícola dominante actual é o olival (75%). Apenas 6% dos agricultores praticam unicamente pecuária. A localização dominante das explorações dos inquiridos é o no concelho de Moura (87%). Do total das explorações agrícolas, 55% estão localizadas na proximidade de um rio/ribeiro, nomeadamente: Toutalga; Ardila; Safareja; Guadiana; Arraio e Choças.

O subgrupo dos olivicultores inquiridos não alterou as práticas agrícolas após a construção do EFMA, predominando ainda o olival tradicional (85%), sendo o restante sistema intensivo. Deste subgrupo 50% não aplica fertilizante, os restantes aplicam em Março e em Abril. Em relação ao sistema de rega, 25% utiliza o sistema de "gota a gota", sendo a origem da água poço/furo e charco. Os restantes não têm qualquer tipo de rega. Este subgrupo pretende manter o olival nos próximos anos (2015) devido: à aptidão do solo; ao

maior conhecimento na área; ao facto do azeite produzido ser de grande qualidade e para o qual existe mercado; por ser a cultura que melhor se adapta à região; e ainda porque a propriedade é certificada para esta produção. No entanto, um dos inquiridos pensa cultivar, em simultâneo, prado permanente, porque pretende avançar com pecuária. Os inquiridos não possuem lagar, por existir um lagar cooperativo.

Relativamente à vinicultura, das duas explorações inquiridas, apenas uma dispõe de tratamento de efluentes.

A maioria do subgrupo de agro-pecuária (86%) não alterou as práticas de agro-pecuária com a construção do EFMA. A predominância de animais nas instalações agro-pecuárias é de bovinos (67%), seguido de suínos (33%), ovinos (33%) e caprinos (17%). Predomina a agricultura de sequeiro (86%) em relação à agricultura de regadio. Cultiva-se vinha, forragem, cortiça e cereais e em sistema rotativo, trigo-cevada-girassol e trigo-aveia-vinha-olival, para além da pastagem natural. Deste subgrupo, 72% não rega, 14% possui sistema gota a gota e 14% dispõe de pivô, sendo a origem da água poço/furo. A aplicação de fertilizante é efectuada em Janeiro (43%) e em Fevereiro (14%), apenas 43% não aplica fertilizante. A maior parte dos inquiridos pensa manter até 2015, o mesmo tipo de culturas e atividades, não havendo possibilidades de se fazerem outras práticas agrícolas e por já existir uma posição das mesmas no mercado.

Relativamente à pecuária, 38% dos animais são de engorda, 38% são de recria, 12% são destinados à produção de leite. Os restantes são de engorda e recria simultaneamente. O tipo de alimentação é composto por combinações entre rações, pasto natural, bolotas e forragem. A maioria dos animais (83%) dorme no campo em cercas. O aporte da água é efectuado maioritariamente em charca e bebedouros automáticos, localizados fora do pavilhão.

O regime de alimentação, o tipo de bebedouros, o local onde pernoitam e habitam, é fundamental para definir o tipo de poluição gerada nestas explorações. De acordo com os resultados obtidos, a poluição gerada é predominantemente difusa, pois a maior parte dos animais não se encontra confinada num pavilhão fechado. Na sua maioria, as explorações não dispõem de tratamento de efluentes, pelo que, o estrume produzido fica espalhado no solo.

#### ***4.4.6 Participação na discussão pública do plano de bacia hidrográfica do Guadiana***

Os resultados indicam que 58% dos inquiridos ouviram falar dos PGBH da RH7, contudo apenas 11% participaram na discussão pública, dos quais apenas 3% pertencem à administração local. Facto que reflecte a fraca participação em geral dos actores sociais, nos procedimentos de participação pública. Esta situação vai ao encontro do referido pela Vasconcelos (2004 *in* Vasconcelos *et al.*, 2011) de que os procedimentos de participação pública "atingem apenas uma parte muito específica e restrita de interessados, não integrando a maioria dos utilizadores da água, parte directamente interessada do processo". Por outro lado, Schmidt e Guerra (2006) afirmam igualmente que "as pessoas não participam, porque se sentem distantes dos decisores e não acreditam que seja importante a sua intervenção". No entanto, Guerra (2006) realça que as dificuldades da participação são resultantes de factores culturais, organizacionais, instabilidade das organizações, dispersão dos habitantes, etc. Os cidadãos não participam por falta de disponibilidade mental e temporal, não dispõem de saber suficiente, não acreditam na eficácia dos resultados e na sua capacidade de influenciar nas decisões, e por terem receio de mostrar discordância das decisões dos governantes (Schmidt, 2008b).

Relativamente à questão colocada aos inquiridos que tinham participado na discussão pública PGBH da RH7, sobre as acções que consideram importantes para proteger o rio Ardila e área envolvente, não se obteve qualquer resposta. Evidencia-se que, mesmo quando existe participação, existe uma clara dificuldade em propor medidas, pelo que, o tipo de soluções adoptadas nos PGBH é incompleto e incapaz de abranger os actores locais. No entanto, a grande maioria dos inquiridos (79%) mostrou-se disponível para ser contactada e participar em acções que possam ajudar a melhorar o rio Ardila e sua área envolvente.

#### ***4.5 Conclusões e considerações finais***

Com base nos resultados obtidos do inquérito por questionário pode-se concluir que: 1) até ao presente a construção do EFMA não provocou alterações significativas na área em estudo; 2) a predominância do uso do solo é a agricultura de sequeiro, associada a pecuária extensiva, gerando poluição difusa; 3) na sua maioria o grupo de administração local não contempla acções de protecção no plano de actividades; 4) de acordo com os inquiridos, os problemas identificados na qualidade da água do rio Ardila são provenientes do lado

espanhol, no entanto, os inquiridos têm a noção de que o mau funcionamento das ETAR e determinadas práticas agrícolas diminuem a qualidade da água no rio; 5) os inquiridos reconhecem a importância do rio para a produção de água para consumo humano e a necessidade de se proteger o recurso e a área envolvente; 6) a falta de informação e conhecimento sobre as questões ambientais limitam a capacidade de participação dos actores sociais, sendo fundamental que as entidades públicas forneçam informação regular sobre os planos de gestão da BH; 7) os resultados do inquérito indicam que a participação pública (11%) na discussão do PGBH foi muito fraca.

O facto de não existirem hábitos de participação institucionalizados leva a considerar a necessidade das instituições centrais e locais do Estado reforçarem a informação e a qualificação dos actores e adoptarem metodologias participativas orientadas no quadro de uma análise estratégica de actores.

A importância de se conhecer as percepções e práticas dos actores sociais possibilita um melhor conhecimento do que se passa na bacia, quer seja relativo aos interesses em presença, quer seja em relação ao diagnóstico e à definição de estratégias sustentáveis negociadas em torno de compromissos partilhados entre os actores sociais. Deste modo, a metodologia do inquérito por questionário adoptada constitui um passo importante para fornecer informação relativa à identificação dos problemas e necessidades existentes, indispensável a um adequado e actualizado diagnóstico. Contudo, existem análises e metodologias participativas que possibilitam ir mais longe no efectivo envolvimento dos actores na definição das estratégias e medidas de protecção e de utilização sustentável da água.

A fim de dar continuidade a este trabalho, os resultados obtidos serão oportunamente restituídos aos inquiridos para aprofundar o conhecimento e aumentar o seu interesse em participar.



## 4.6 Referências

- Administração da Região Hidrográfica do Alentejo (2011) Avaliação Ambiental Estratégica do Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas Integradas na Região Hidrográfica do Guadiana. Resumo Não Técnico. <http://www.arhalentejo.pt>. Acedido 6 Outubro, 2011.
- Billgren, C. & Holmén, H. (2008) Approaching reality: Comparing stakeholder analysis and cultural theory in the context of natural resource management. *Land Use Policy*, **25**, 550–562.
- Davies, A.L. (2011) Long-term approaches to native woodland restoration: Palaeoecological and stakeholder perspectives on Atlantic forests of Northern Europe. *Forest Ecology and Management*, **261**, 751–763.
- De Stefano, L. (2010) Facing the water framework directive challenges: A baseline of stakeholder participation in the European Union. *Journal of Environmental Management*, **91**(6), 1332–1340.
- Delicado, A. & Gonçalves, M.E. (2007) Os portugueses e os novos riscos: resultados de um inquérito. *Análise Social*, **XLII**(184), 687–718.
- Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho. Estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. Jornal Oficial das Comunidades Europeias.
- Fatch, J.J., Manzungu, E., & Mabiza, C. (2010) Problematising and conceptualizing local participation in transboundary water resources management: The case of Limpopo river basin in Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth*, **35**, 838–847.
- Foddy, W. (1996) *Como perguntar: Teoria e Prática da Construção de Perguntas em Entrevistas e Questionários*. (1ª ed., L. Campos, Trad.). Oeiras: Celta Editora. (Obra original publicada em 1993).
- Guerra, I.C. (2006) *A participação e a acção colectiva: Interesses, conflitos e consensos*. São João do Estoril: Principia.
- IBERAQUA (2002) Desenvolvimento de Mecanismos de Participação e Cooperação para a Gestão das Águas das Bacias Hidrográficas Luso-Espanholas: A participação pública na gestão dos recursos hídricos da Península Ibérica. <http://iberaqua.com.sapo.pt>. Acedido 24 Fevereiro, 2012.
- Kaplowitz, M. D. & Witter, S. G. (2008) Agricultural and residential stakeholder input for watershed management in a mid-Michigan watershed. *Landscape and Urban Planning*, **84**, 20–27.
- MacPherson, C. & Tonnig, B. (nd) Getting in Step: Engaging and Involving Stakeholders in Your Watershed. Tetra Tech, Inc. Inc., under contract to the U.S. Environmental Protection Agency. <http://cfpub.epa.gov> Accessed November 3, 2011.
- Perkins, P. E. (2011). Public participation in watershed management: International practices for inclusiveness. *Physics and Chemistry of the Earth*, **36**, 204–212.
- Schiefer, U., Bal-Dobel, L., Batista, A. Dobel, R., Nogueira, J. Teixeira & Paulo, T. (2006). *MAPA - Manual de Planeamento e Avaliação de Projectos*. Cascais: Principia.
- Schmidt, L. & Guerra, J. (2006). Participar ou não participar: entre o querer e o fazer. Encontro A Cidade para o Cidadão. O Planeamento de Pormenor em Questão. [http://projetos.ordemdosarquitectos.pt/cidadecidadao/files/forum/pers/P\\_17.pdf](http://projetos.ordemdosarquitectos.pt/cidadecidadao/files/forum/pers/P_17.pdf) Acedido 28 Março, 2012.
- Schmidt, L. (2008a). *Ambiente e políticas ambientais: escalas e desajustes* (Cap. 14, pp.285–314). <http://ics.ul.pt/fct/mlschmidt/docs> Acedido 30 Abril, 2012.

Schmidt, L. (2008b, Abril). A Participação Pública no Planeamento Hidrológico. O Planeamento Hidrológico e as Alterações Climáticas no Contexto Transfronteiriço. Lisboa. [http://www.cadc-albufeira.org/doc/pt/PT8\\_9.pdf](http://www.cadc-albufeira.org/doc/pt/PT8_9.pdf). Acedido 4 Maio, 2012.

Vasconcelos, L., Duarte, L., Veiga, B., Valarié, P. Casimiro, I. Cuamba, B., Sayago, D., Sobral, M. C. & Olímpio, M. (2011). Ecossistemas, Água e Participação: estratégias nas políticas de recursos hídricos do Portugal, Brasil e Moçambique. *Ecologi@*, **2**, 29-41.

Veiga, B.G.A. (2007) Participação social e políticas públicas de gestão das águas: olhares sobre experiências do Brasil, Portugal e França. Tese de doutorado, Universidade de Brasília. Centro de Desenvolvimento Sustentável, Brasília, Brasil <http://repositorio.bce.unb.br/bitstream> Acedido 4 Maio, 2012.

Vieira, N., Antunes, P., & Santos, R. (2009). Scoping river basin management issues with participatory modeling: The Baixo Guadiana experience. *Ecological Economics*. **68**, 965-978.

Vieira, J.M.P. (2003) Gestão da Água em Portugal: Os Desafios do Plano Nacional da Água, *Engenharia Civil. UM*, **16**, 5-12.

World Wide Fund (2001) Elements of Good Practice in Integrated River Basin Management: A Practical Resource for implementing the EU Water Framework Directive. Water Seminar Series. <http://www.panda.org/europe/freshwater/seminars/seminars.htm> Acesse May 4, 2012.

## Capítulo 5. Estratégias de reabilitação de linhas de água

---



Este capítulo é baseado no artigo submetido a apresentar em forma de Poster na 10ª Conferência Nacional do Ambiente (CNA) e XIII Congresso Nacional de Engenharia do Ambiente (CNEA), a realizar em Aveiro de 6 a 8 de Novembro de 2013.

Durão A, Morais MM. Estratégias de recuperação de linhas de água: Estudo de caso da bacia do Ardila.

## ***Sumário***

Os Planos de Bacia Hidrográfica definem orientações de valorização, proteção e gestão equilibrada da água e apresentam medidas que visam garantir a melhoria e a proteção das características ecológicas e químicas para o caso das massas de água superficial e características químicas e quantitativas para o caso das águas subterrâneas.

Para a melhorar e proteger as massas de água superficiais é indispensável a definição de estratégias de reabilitação. Ao conjunto de ações e de técnicas que reduzem o estado de degradação existente num curso de água, no presente trabalho designa-se por reabilitação. Considera-se que este termo incorpora todas as acções com vista a recuperação, restauração e conservação de sistemas aquáticos.

Neste capítulo apresentam-se as metodologias utilizadas na reabilitação de cursos de água degradados, quer ao nível do planeamento quer ao nível das intervenções e apresentam-se algumas propostas teóricas para a bacia hidrográfica do Ardila, indo ao encontro do estipulado na DQA (2000/60/EC), transposta para a legislação nacional (Lei da Água, Lei nº 58/2005 de 29 de Dezembro e complementada pelo Decreto-Lei nº 77/2006 de 30 de Março) relativamente à gestão e recuperação de sistemas fluviais degradados, de modo a atingir o bom estado ecológico até 2015.

## **Resumo**

As alterações e os impactes decorrentes das atividades antropogénicas têm promovido uma crescente pesquisa e estudos relacionados com a recuperação de ecossistemas aquáticos. A bacia hidrográfica constitui a unidade hidrológica global de avaliação. Contudo, as medidas de proteção e recuperação dos ecossistemas aquáticos devem ser identificadas ao nível das sub-bacias e de troços críticos “hotspots”, nos quais, numa primeira fase, identificam-se os níveis de degradação, e numa segunda fase, estabelecem-se as medidas necessárias para progressivamente se caminhar no sentido da reabilitação ecológica. Ações estas perfeitamente integradas nos requisitos da Diretiva Quadro da Água que preconiza a recuperação das massas de água com estado inferior a Bom. No presente trabalho faz-se uma revisão bibliográfica dos principais conceitos relacionados com a recuperação de linhas de água, apresentam-se diferentes metodologias de recuperação ao nível do planeamento e das intervenções, focalizando-se na bacia hidrográfica do Ardila como caso de estudo. Nesta bacia priorizam-se intervenções em sub-bacias, recomendando-se a reabilitação, a curto prazo, de quatro troços com um comprimento aproximado entre 1,1 e 1,5 km: (1) barranco da Rocha Grande; (2) zona final da ribeira de Safareja; (3) troço no rio Ardila que faz fronteira entre Portugal e Espanha e que delimita o concelho de Barrancos (4) troço Amareleja. A médio/longo prazo recomenda-se a reabilitação e ou conservação de dois troços de cabeceira das ribeiras de Brenhas e ribeira de Toutalga e um troço final da ribeira de Murtigão. Em comum estes troços apresentam afluências significativas de cargas orgânicas e de nutrientes de origem pontual e difusa, inserem-se no Sítio de Interesse Comunitário de interesse europeu. O primeiro troço (barranco de Rocha Grande) representa também interesse para a freguesia local, assumindo em consequência prioridade em ações de recuperação que integrem as cinco dimensões descritas em bibliografia: espacial e temporal, na perspetiva do funcionamento do sistema; tecnológica, na perspetiva da implementação de ações de Eco-engenharia; conceptual e participativa, na conceção da participação dos atores sociais e no interesse que estes demonstram pela utilização da água para usos múltiplos e pelas atividades recreativas e de lazer que o rio proporciona.

**Palavras-chaves:** Reabilitação; recuperação; terminologia; galerias ripícolas; Eco-engenharia

# Capítulo 5

## 5.1 Introdução

As alterações e os impactes decorrentes da atividade antropogénica nos sistemas aquáticos, sobretudo em países desenvolvidos, têm promovido (a partir de meados da década de 90) uma crescente pesquisa e estudos, com vista à reabilitação de áreas aquáticas degradadas de ecossistemas aquáticos, com recurso a técnicas de reabilitação nas quais se incluem a Eco-engenharia (Souza & Kobiyana, 2003). Actualmente a reabilitação de rios é uma área de especialidade em desenvolvimento, que utiliza entre outras, metodologias relacionadas com planeamento urbano, projetos de engenharia e de controlo de cheias (Peres & Medionho, 2004).

Boon (1998) refere a importância de se utilizar as experiências de reabilitação para fortalecer os argumentos de conservação de rios que apresentem reduzidos níveis de degradação.

No Japão a reabilitação de rios e lagos tem sido aplicada de forma expressiva e documentada como intervenções de sucesso em áreas urbanizadas e com densidades populacionais extremamente elevadas, de acordo com o referido no relatório das Nações Unidas para o Ambiente, intitulado “Water Quality for Ecosystem and Human Health” e desenvolvido pelo, United Nations Environment Programme Global Environment Monitoring System” [UNEP GEMS] (2006).

Na China têm sido desenvolvidos vários projetos de investigação (*in loco* e laboratorial) relacionados com a recuperação de linhas de água em áreas de crescimento populacional acentuado, rápido desenvolvimento socioeconómico e com inadequada protecção ambiental e ausência de controlo da poluição (Zhang *et al.*, 2006).

Na América do Norte os projetos de restauração em rios mais comuns estão relacionados com as zonas ripícolas e com a melhoria do habitat. Embora, a opinião pública seja comumente utilizada como medida de avaliação, Pereira (2011) refere que mais de metade dos projetos de reabilitação na América do Norte não apresenta esta componente.

Na Austrália, Inglaterra e EUA os projetos de recuperação em rios e em bacias hidrográficas baseiam-se em ações ecológicas com recurso a técnicas de Eco-engenharia, nas quais o objetivo fundamental é a recriação do sistema fluvial e a utilização de materiais naturais disponíveis (Silva, 2010).

Na Europa, com a implementação da DQA, a restauração em rios tem assumido relevância para a melhoria do estado ecológico, das massas de água superficial.

Em Espanha estão em curso vários estudos relacionados com a gestão e reabilitação em rios. De entre estes, destaca-se o "ProjectoRíos" que teve o seu início em 1999 e integra a componente da participação dos atores sociais (Teiga, 2008). Em 2006 este projeto estendeu-se para a região norte de Portugal.

Presentemente em Portugal estão em curso vários projetos de reabilitação de linhas de água que visam a definição e implementação de estratégias de proteção, restauração, recuperação, monitorização das ações de recuperação de rios, e de definição de técnicas e metodologias de reabilitação.

Alguns projetos de reabilitação geram controvérsia, devido à necessidade de longa duração experimental, associado ao grau de incerteza do êxito (risco de êxito), aos custos elevados, e à ausência de critérios para a avaliação do sucesso do projeto (Pereira, 2011). Por outro lado, por vezes existem constrangimentos legais, particularmente quando se trata de manutenção do rio, com controlo das áreas de inundação (margens) ou controlo da erosão do solo. Nestes casos, a manutenção pode ser complexa devido aos constrangimentos institucionais ou burocráticos que dificultam a prevenção das estruturas. Outros constrangimentos centram-se na questão da posse da terra e da definição dos usos da mesma quando um rio o atravessa (Howell, 1994 *in* Boon, 1998).

## **5.2 Metodologia**

A abordagem ao tema foi efectuada em três etapas:

1ª etapa: pesquisa relacionada com (1) conceitos associados à reabilitação ambiental em rios; (2) identificação dos métodos utilizados no planeamento da reabilitação; (3) técnicas de reabilitação em rios;

2ª etapa: (1) identificação de estudos científicos laboratoriais e empíricos (de campo) relacionados com reabilitação de rios degradados realizados em várias partes de Mundo

com especial atenção para as experiências reportadas em territórios de climas mediterrânicos; (2) exemplos de estudos e projetos de reabilitação em curso em Espanha e Portugal;

3ª Etapa: (1) apresentação de propostas estratégicas de reabilitação para a bacia hidrográfica do Ardila e (2) considerações finais.

### ***5.3 Conceitos associados à reabilitação ambiental em rios***

Associado à reabilitação ambiental de rios existem na literatura diferentes terminologias nomeadamente: restauração ("restoration"), recuperação ("reclamation"), reabilitação ("rehabilitation"), substituição (replacement), remediação ("remediation") e valorização ou realçar ("enhancement").

O termo restauração provém do latim *restauratiōne* e significa acto ou efeito de restaurar, reparar, concertar, requalificar algo perdido, recuperar. O termo recuperar significa em termos gerais restaurar, consertar ou restabelecer (Infopédia, 2003-2012). Em português estes termos têm o mesmo significado. Em inglês recuperar pode ser "to restore" ou "to rehabilitate" ou seja, restaurar ou reabilitar. A palavra reabilitar provém do latim *re+habilitar* que quer dizer tornar hábil (Infopédia, 2003-2012). A proximidade do significado destas palavras gera na literatura de especialidade "de restauração" alguma discussão em torno da terminologia. Daí a necessidade de se definir os respectivos conceitos, uma vez que os termos utilizados dependem da área de especialidade de quem os implementa e do idioma em que são utilizados.

#### ***5.3.1 Restauração***

Por definição restaurar significa retorno ao estado primitivo. Tal implica o retorno para a situação original e por conseguinte para um estado natural prístino (Bradshaw, 2002). De acordo com a National Research Council [NRC] a restauração pode ser definida como sendo o retorno de um ecossistema às condições iniciais, antes da perturbação, isto é, o restabelecimento estrutural e funcional, da diversidade da área que sofreu alteração do seu estado natural (Cairns, 1988; NRC, 1992 *in* Pess *et al.*, 2003; National Academy of Sciences [NAS] 1974 *in* Souza & Kobiyama, 2003). Na prática, a restauração de um ecossistema ou de um sistema complexo é muito difícil ou mesmo impossível.



Pode-se então perguntar o que é restauração? Quais são os objetivos e finalidades da restauração? E sob que perspectivas ou tradições disciplinares e interdisciplinares de intervenção pode ser compreendida?

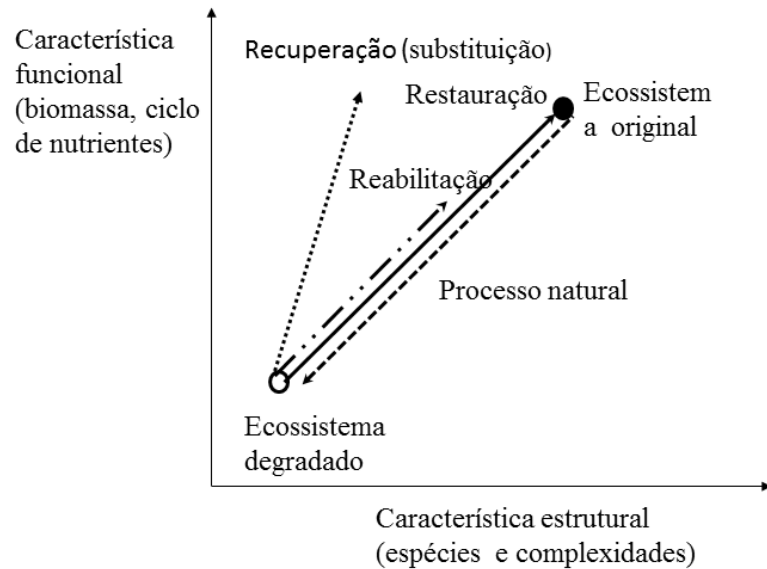
Sobre a restauração existem contributos teóricos oriundos de diferentes perspectivas, autores e lugares, resultantes da aprendizagem das experiências de intervenção.

O primeiro objetivo da restauração é restabelecer as interações das componentes do ecossistema, sendo fundamental estudar os padrões de variação espacial e temporal imprescindíveis para se definir ações estratégicas de atuação nos cursos de água (Pess *et al.*, 2003).

A finalidade da restauração é a recuperação do funcionamento natural de um sistema, auto regulado que integre a paisagem ecológica em que ocorre esse sistema (Bradshaw, 2002). A restauração ecológica é o processo de restituição (recuperação, reparação ou conversão) assistido e de gestão da integridade ecológica ou seja a recuperação do funcionamento natural do sistema. A integridade ecológica inclui a biodiversidade estrutural e os processos ecológicos em contextos regionais e históricos, e em práticas de sustentabilidade cultural (SER, 1996 *in* Bradshaw, 2002).

Recentemente Allinson (2007) define a restauração ecológica como sendo o processo de ajuda de recuperação (isto é, de voltar ao estado normal), de um ecossistema que foi degradado, estragado ou destruído. Esta definição generalista integra diferentes formas de restauração ecológica. Na Fig. 1 apresentam-se os conceitos/opções para melhorar ecossistemas degradados em função da característica funcional e estrutural (Bradshaw, 2002).

O sentido das setas permite verificar que a restauração implica o retorno do sistema às condições originais ou seja ao estado inicial em termos da características funcionais (biomassa, ciclo de nutrientes) e estruturais (espécies e complexidade) do ecossistema.



**Fig. 1** Diferentes opções para melhorar ecossistemas degradados expresso em termos da característica funcional e estrutural do ecossistema (adaptado de Bradshaw, 2002).

### 5.3.2 Recuperação

O termo **recuperação** (reclamation) é especialmente utilizado na Inglaterra e na América do Norte por muitos profissionais e por definição, significa tornar o solo apto para a agricultura ou cultivo, pelo que não existe intenção em atingir o estado original mas sim em recuperar o sistema para um estado usual (Fig. 1).

Kobiyama *et al.* (1993 in Souza & Kobiyama, 2003) definem recuperação, como sendo o processo inverso à degradação. Souza e Kobiyama (2003) consideram que a recuperação é a reparação de um sistema até uma situação que permite restabelecer a estrutura das comunidades biológicas.

Bradshaw (2000) refere que a recuperação é um acto de substituição das condições iniciais, constituindo uma alternativa à restauração (Fig. 1). Tal implica a substituição do original por algo diferente, pelo que também não se atinge o estado inicial do ecossistema. No mesmo sentido, Silva (2010) considera que a recuperação de um sistema conduz a uma nova situação (utilização).

### 5.3.3 Reabilitação

A reabilitação (rehabilitation) é definida por Bradshaw (2002) como sendo a acção de restaurar algo no sentido das condições iniciais. Tal parece similar à restauração, contudo, quando algo é reabilitado não é expectável que se torne igual ao original. Por isso, este termo pode ser utilizado para indicar qualquer acto de melhoria face ao seu estado de degradação (Fig. 1).

Brooks e Shields (1996 *in* Souza & Kobiyama, 2003) referem que o termo reabilitação é utilizado preferencialmente quando se melhora o ecossistema ripícola. Porém, Teiga (2003 *in* Teiga, 2008) considera que a reabilitação de rios tem como finalidade a reposição sustentada e integrada da situação de boa qualidade ambiental, de acordo com os valores da sociedade. A reabilitação constitui um caminho para a restauração (Fig. 1) (Bradshaw, 2000), permite devolver condições de funcionamento hídrico destinando-se sobretudo à melhoria do aspeto paisagístico (Silva, 2010).

Para Cortes (2004) o conceito de reabilitação ou requalificação é o conjunto de técnicas que visem o restabelecimento do funcionamento do ecossistema aquático e a recolonização das comunidades associadas, de forma a maximizar as condições oferecidas pelo sistema. Esta definição é aplicada também ao termo restauração pelos autores norte americanos, sendo referido que a reabilitação constitui uma acção de mitigação. No entanto, Cortes (2004) considera que em Portugal, a reabilitação, a restauração, a requalificação, são termos com significados equivalentes.

Assim, neste trabalho considera-se a reabilitação como sendo o conjunto das acções e de técnicas que, duma forma ou de outra, reduzam o estado de degradação existente num curso de água ou num rio, sem que se atinja o estado inicial existente antes da perturbação.

### 5.3.4 Outros termos

Tal como referido anteriormente a **substituição**, ou o termo substituir, é promover ou procurar processos equivalentes que substituam os originais existentes num determinado local (Bradshaw, 2002). A substituição poderá estar inserida na recuperação (Fig. 1). Neste trabalho considera-se que constitui uma alternativa de reabilitação.

**Realçar** é por vezes utilizado nos EUA para indicar o estabelecimento (establishment) de um ecossistema alternativo (Pratt & Stevens, 1992 *in* Bradshaw, 2002). Francis *et al.* (1979

*in* Bradshaw, 2002) sugerem a utilização do termo intensificar, em vez de realçar, quando se implementam acções de valorização para a melhoria das condições existentes.

**Remediação** é o acto de remediar, de consertar ou de rectificar, isto é, tornar melhor. A ênfase está, pois, no processo e não no resultado final pretendido (Bradshaw, 2002).

**Mitigação** (mitigation) é um termo utilizado sobretudo em procedimentos de Avaliação de Impactes Ambientais (AIA), nomeadamente em estudos de impacte ambiental e que significa reduzir os efeitos adversos com o objetivo de melhorar o sistema.

A **Monitorização** é o processo de recolha e processamento de informação, com vista a acompanhar o comportamento do sistema e a evolução dos processos de reabilitação.

De acordo com a DQA existem três diferentes tipos de monitorização: monitorização de vigilância; monitorização operacional e monitorização de investigação.

A monitorização de vigilância tem como finalidade completar e validar o processo de avaliação do impacte, conceber de forma eficaz futuros programas e avaliar as alterações a longo prazo quer das condições naturais, quer das condições resultantes da atividade antropogénica.

A monitorização operacional tem como objetivo determinar o estado da massa de água identificada como estando em risco de não atingirem os objetivos ambientais.

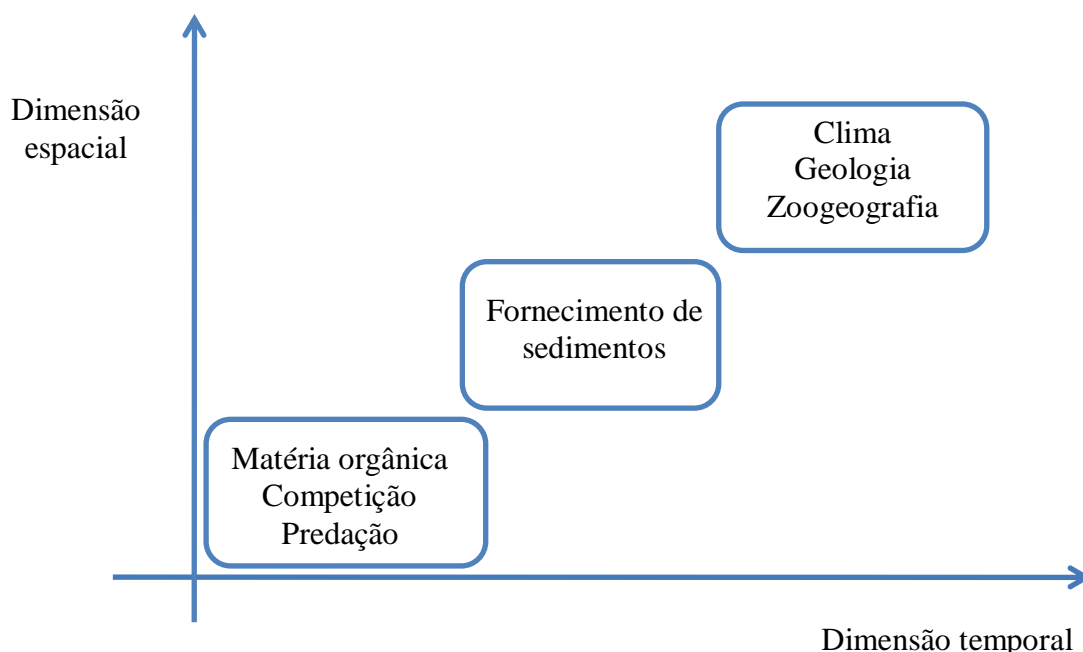
A monitorização de investigação é utilizada quando não se conhecem os motivos de eventuais excessos nos indicadores de poluição.

A vigilância é o único caminho no qual respostas biológicas, físicas, químicas e geomorfológicas podem ser documentadas e avaliadas no sistema de reabilitação de um rio (Boon, 1998). Para o feito é necessário seleccionar o sistema de referência, definir a escala espacial e temporal, delimitar a ação e definir os parâmetros (Holl & Cairns Jr, 2002).

#### ***5.4 Planeamento da reabilitação***

Os métodos utilizados no planeamento da reabilitação variam em função do objetivo estabelecido. Alguns autores (Higgs, 1997 *in* Bradshaw, 2002; Cairns Jr, 2002) consideram que, independentemente do objetivo da reabilitação, o planeamento deve ser multidisciplinar (envolvendo desde ecologistas, engenheiros, arquitetos até ao comum operário). O rio é um ecossistema aberto, cuja dinâmica é altamente dependente da matéria

orgânica e dos nutrientes com origem no sistema terrestre (Souza & Kobiyama, 2003). Por isso, é fundamental a compreensão da variabilidade dos processos físicos e biológicos que ocorrem ao longo das dimensões espacial e temporal (Fig. 2).



**Fig. 2 Variabilidade natural em função da escala espacial e temporal (adaptado de Press *et al.*, 2003).**

A utilização de sistemas de informação geográfica (associado a modelos matemáticos que incluem dados históricos) na planificação de projetos de reabilitação é fundamental para o sucesso dos projetos (Boon, 1998).

De acordo com Pess *et al.* (2003) para planear e reabilitar um troço de rio é necessário: (1) dispor de uma equipa multidisciplinar; (2) avaliar o comportamento do troço de rio à escala/dimensão espacial e temporal; (3) fomentar o equilíbrio justo entre os interesses concorrentes (e.g. conservação da natureza versus recreação); (4) disponibilizar a informação e promover o envolvimento dos atores sociais; (5) promover o equilíbrio entre os custos despendidos com estudos de viabilidade versus execução da obra; (6) definir indicadores.

Boon (1998) refere que muitos dos projetos de reabilitação são motivados por interesses conservacionistas da biodiversidade global ou de grupo de espécies. Recomenda: (1) definir claramente os objetivos do projeto de reabilitação; (2) considerar os recursos

necessários para promover a qualidade ecológica (3) adoptar uma estratégia abrangente do ecossistema, em casos de projetos de piscicultura.

Eric Higgs (2003 *in* Allinson, 2007) vê a reabilitação ecológica como uma disciplina complexa e considera que a mesma deve ser baseada em quatro pontos fundamentais: (1) integridade ecológica - o ecossistema reabilitado deve promover a biodiversidade através de um funcionamento equilibrado; (2) fidelidade histórica - o ecossistema deve ser reabilitado tendo em consideração as suas características naturais antes da degradação; (3) práticas focalizadas - a reabilitação deve ser gerida pela população através do incremento de atividades colectivas; (5) opções de reabilitação - integra o conceito de que quando o habitat é reabilitado em função de determinada espécie, devem ser consideradas eventuais modificações que promovam o interesse da espécie e devem ser tomadas medidas que promovam a evolução do sistema.

Magdaleno-Mas e Romero (2011) referem que o planeamento da restauração deve ser desenvolvido tendo em conta os processos que garantem a integridade do sistema ecológico, considerando as características ambientais e sociais.

#### **5.4.1 Objetivo da reabilitação**

A degradação de um rio pode ser devida às seguintes componentes que frequentemente estão relacionadas: morfologia (a forma, o tamanho do canal, sedimentos, etc.); quantidade de água; qualidade da água; condições da zona ripícola; biodiversidade aquática (Rutherford *et al.*, 2000 *in* Silva, 2010). Razão pela qual em projetos de reabilitação de rios planificam-se tarefas de reabilitação em função daqueles componentes. A reabilitação pode ter diferentes finalidades (proteção e ou criação de galerias ripícolas, remoção de sedimentos, melhoria do habitat, eliminação de fontes pontuais) e em termos de atividades a desenvolver requerem técnicas distintas que, por vezes, podem ser complementares.

De acordo com Kondalf (2007 *in* Pereira, 2011) é fundamental ter em consideração a opinião pública, uma vez que a sua influência junto aos decisores poderá ser determinante para as ações a reabilitação de rios americanos. É importante ter em consideração os aspetos económicos dos bens e serviços que os rios oferecem (navegação, agricultura, piscicultura). Por exemplo, quando os rios são navegáveis a principal preocupação relaciona-se com o controle da sedimentação e assoreamento, enquanto que em rios não navegáveis as principais preocupações poderão estar relacionadas com a utilização da água

para rega e para consumo humano, ou seja é fundamental tentar compatibilizar os usos da água com a proteção e conservação do ecossistema.

Silva (2010) refere a existencia de 13 categorias de gestão de rios degradados: (1) estética, recreação e educação; (2) estabilização das margens; (3) reconfiguração do canal; (4) remoção ou reajuste de açudes ou diques; (5) passagens para os peixes (6) ligação de planície de inundação; (7) modificação do fluxo; (8) melhoria do habitat no interior do canal; (8) gestão das espécies no interior do canal; (9) aquisição da terra; (10) gestão ribeirinha; (12) gestão de água pluvial; (13) gestão da qualidade da água.

A finalidade da reabilitação pode ser: hidrológica, geomorfológica, reabilitação da vegetação ripícola e do habitat (Magdaleno-Mas & Romero, 2011), podendo ser efetuada em várias dimensões.

#### ***5.4.2 Dimensões da reabilitação***

Boon (1992) começou por sugerir que as atividades de reabilitação de rios deveriam considerar três dimensões: dimensão espacial; dimensão temporal e dimensão conceptual. Mais tarde o mesmo autor (Boon, 1998) acrescentou duas dimensões: a dimensão dimensão tecnológica e a dimensão presencial/participativa.

Cruz e Bono (2006) referem que as ações de conservação ou de reabilitação de um rio têm uma relação direta com a escala/dimensão com que se aborda o problema. De facto, o processo físico que influencia as condições de um determinado troço de rio actua ao nível de uma dimensão espacial reduzida (sub-bacia) e num curto intervalo de tempo (dimensão temporal). Ao nível das bacias hidrográficas a dimensão espacial é maior e requer também uma dimensão temporal mais longa.

**A dimensão espacial** envolve a componente lateral (galeria ripícola/margem), a componente longitudinal e a componente vertical (profundidade). Estas componentes são fundamentais para se atuar ao nível da integridade ecológica que relaciona os diferentes compartimentos do rio, numa perspectiva de sistema aberto com ligação ao sistema terrestre (componente lateral) e ao freático (componente vertical). Boon (1992) considera que a dimensão espacial é a unidade de reabilitação de um rio. Um projeto de reabilitação deve ser planeado, tendo em atenção a importância das três componentes (vertical, longitudinal e lateral) no funcionamento do ecossistema rio. Bendix (1994 *in* Cruz & Bono, 2006) recomenda também a utilização de uma aproximação hierárquica para a

comparação na dimensão espacial integrada. Assim propõe que na componente longitudinal a utilização deve ser em quilómetros e para a componente lateral a utilização deve ser em metros, porque considera que estas duas dimensões influenciam a galeria ripícola no que se relaciona com a textura da vegetação, padrão e orientação da vegetação. Tabacchi et al. (1998 *in* Cruz & Bono, 2006) referem que estas componentes permitem controlar o escoamento superficial e subterrâneo afluente ao rio no contexto da ecologia do ecossistema fluvial desde a dimensão espacial local até à dimensão espacial da bacia hidrográfica.

Na **dimensão temporal** considera-se a alteração do rio ao longo do tempo. Nos estudos de planeamento de reabilitação devem-se incluir a evolução histórica e considerar cenários de evolução futura tendo em consideração a monitorização durante e após a implementação do projeto. Boon (1998) considera crucial a apreciação histórica geomorfológica para compreender os processos atuais e efetuar uma previsão do comportamento do rio face aos trabalhos de reabilitação. A dimensão temporal poderá ser abordada a médio (tratamento paisagístico das margens e do canal) e a longo prazo (intervenções de carácter estrutural de mudanças no uso do solo, intervenções na morfologia, entre outras) (Silva, 2010).

A monitorização permite o registo sistemático do comportamento do rio fundamental para efetuar correções em caso de necessidade. Esta acção deve ter em consideração a dimensão temporal.

Peres e Menciondo (2004) sugerem que numa bacia hidrográfica se identifiquem ecorregiões com igual potencial de recuperação das funções ecológicas. Tal pode ser feito, por comparação da dimensão temporal (situação anterior, atual e perspectivas) relativamente ao uso e ocupação do solo (dimensão espacial). Esta metodologia também permite avaliar a evolução espacial e temporal à escala da bacia hidrográfica podendo-se utilizar indicadores de avaliação, tais como, a densidade demográfica, a cobertura vegetal e a alteração da legislação.

Na **dimensão conceptual** consideram-se as bases filosóficas para a conservação do rio (Boon, 1998). Trata-se, fundamentalmente, de (re)pensar o rio quanto ao seu valor ecológico e quanto ao tipo de usos e da interacção humana possíveis em termos de sustentabilidade da bacia hidrográfica.



**Na dimensão tecnológica** referem-se as técnicas de reabilitação que são aplicadas a troços de rios e áreas adjacentes, nomeadamente: a reintrodução de meandros; a substituição de descarregadores e de açudes (pequena barragem em cascata); a remoção de obstáculos para a passagem de peixes; a criação de locais de desova; a plantação de vegetação ripícola; o estabelecimento das margens; a criação de barreiras; a criação de zonas húmidas adjacentes ao rio para remoção de nutrientes (Boon, 1998).

As atividades de reabilitação devem ser efetuadas desde a perspectiva geográfica à lógica dos sistemas, isto é, desde as análises ecológicas às geográficas que focalizam a zona ribeirinha como sendo um processo dinâmico onde interactivam muitos processos (Malanson, 1993 *in* Cruz & Bono, 2006), aos estudos de engenharia hidráulica da resistência do fluxo pela vegetação, aos estudos dos processos hidrológicos existentes e ao enfoque para a reabilitação da zona.

A estratégia eficaz de planeamento ambiental pode ser definida com cenários e indicadores que permitam uma avaliação constante do nível de sustentabilidade do processo socioeconómico, sendo importante que na formulação dos cenários ambientais haja a participação dos vários atores sociais envolvidos (Peres & Mendiando, 2004). Assim, a **dimensão presencial/participativa** refere-se à forma como os projetos de reabilitação são apresentados a uma audiência, assim como, à forma em que esta pode ser participativa. No fundo, é o envolvimento do público e dos atores sociais através de parcerias (grupos, indústrias, governo, comunidade local). Incluem-se também iniciativas de sensibilização e educação ambiental através do envolvimento pedagógico e científico das escolas e universidades em ações de reabilitação, como por exemplo na plantação de árvores (Boon, 1998) ou, inclusivamente na participação em ações de reabilitação sob orientação técnica. A participação pública integra diferentes grupos de atores sociais, pelo que requer uma abordagem diferenciada, com a utilização de recursos e materiais educativos (panfletos, manuais, artigos científicos, vídeos, etc.) adequados a cada grupo alvo (crianças da escola, estudantes universitários, planeadores, políticos, investigadores, voluntários de conservação da natureza, e público em geral). A consciencia de que os projetos de reabilitação de rios devem integrar uma larga audiência tem sido crescente. Neste sentido, é necessário que se desenvolvam esforços para demonstrar os benefícios que a reabilitação de rios possa trazer para a sociedade.

A participação pública permite a resolução de conflitos, minimização dos custos e possibilita a adoção de medidas adaptadas às condições locais (Ferreira, 2012).

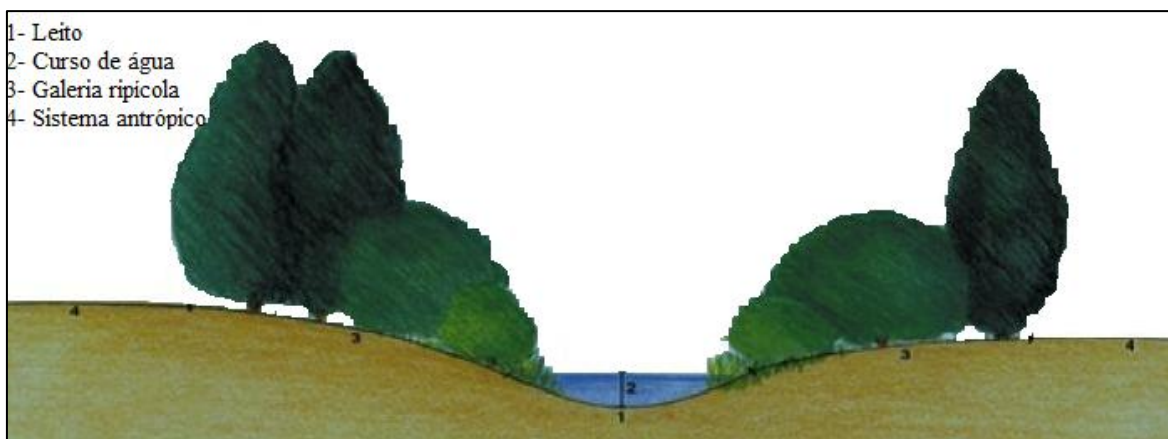
#### ***5.4.3 Avaliação das decisões de reabilitação: indicadores***

Existem diferentes técnicas de avaliação que são utilizadas para melhorar as decisões de gestão e de reabilitação estratégica. Estas técnicas utilizam indicadores que permitem uma avaliação constante e diminuição de fontes de incerteza. As fontes de incerteza surgem frequentemente associadas ao conhecimento inadequado do sistema, objecto de estudo, no que se relaciona com o seu funcionamento, estrutura, variabilidade natural e situação socio-económica. Cairns Jr (2002) refere que para avaliar a relação entre a sociedade e o sistema natural é necessário: (1) quantificar o grau da degradação ecológico; (2) estabelecer regiões com características biológicas semelhantes (bio-regiões). Segundo este autor, estas duas tarefas obtidas de forma sistemática permitem passar a informação sobre o funcionamento dos sistemas e a importância dos processos de reabilitação.

### ***5.5 Técnicas de reabilitação de rios***

Existem diferentes tipos de estratégias de reabilitação em rios, entre as quais se destacam as seguintes: revegetação (reflorestamento), proteção das margens, construção de cercas para proteger as margens, controle de sedimentos, modificação de caudal, modificação da estrutura do rio, modificação do habitat e melhoria da qualidade da água (Ballesterio, 2008). Por isso, a melhoria dos ecossistemas degradados pode ser expressa em função da característica estrutural e funcional, na medida em que quando um ecossistema se degrada ambas as características estão normalmente reduzidas, embora não seja necessariamente na mesma proporção (Bradshaw, 2002).

O sistema rio é constituído por vários sistemas relacionados entre si (Fig. 3).



**Fig. 3 Sistema rio (adaptado de Pereira, 2001).**

O leito é o espaço físico de extensão variável ao longo do ano, dependente do caudal e podendo corresponder a níveis distintos: nível de estiagem (altura mínima do escoamento anual na época de estio), nível médio (altura média do escoamento ao longo do ano), nível normal de cheia (altura máxima do escoamento na época de maior precipitação) e nível máximo de cheia (altura até a zona inundável calculada em função de um período de retorno). Qualquer intervenção no leito deve ter em consideração o seu dinamismo.

O curso de água ou linha de água é o elemento central do sistema rio e apresenta energia cinética variável longitudinalmente que promove o transporte de materiais provenientes da bacia hidrográfica. A água facilita a existência de flora e fauna distintas na sua área envolvente e possibilita a sua utilização para diferentes fins (abastecimento, agricultura, energia, recreio). A linha de água constitui a base dos ecossistemas, por isso, a qualidade da água é fundamental para a sustentabilidade do sistema e das atividades humanas.

A galeria ripícola ocupa parcialmente o leito e pode ser mais ou menos estreita, dependendo da região onde se insere.

O sistema antrópico pode ser agrícola ou constituído por comunidades de materiais vegetais. Este sistema está normalmente associado à degradação da qualidade da água, proveniente da agricultura, indústrias, etc.

As técnicas associadas à reabilitação de rios, estão dependentes da finalidade dessa reabilitação. Normalmente, quando se pretende melhorar a qualidade da água, as técnicas de Eco-engenharia incidem nas galerias ripícolas, na estabilidade das margens, na criação de zonas húmidas, e, muito recentemente, na colocação de jangadas flutuantes no leito de rio.

### **5.5.1 *Galerias ripícolas***

A galeria ripícola pode ser definida como sendo aquela vegetação que se desenvolve ao longo dos cursos de água, com uma caracterização florística e estrutural distinta da que se desenvolve em zonas mais próximas, não influenciadas pela presença do rio (Stanley, 1993 *in* Tánago & Lastra, 2001).

Tánago e Lastra (2001) definem zona de vegetação ripícola como sendo a faixa compreendida entre o nível médio da água até ao nível máximo de cheia. No entanto Lima (2002) refere que zona ripícola localiza-se entre o nível de estiagem (nível mínimo) e o nível cheia (nível de máximo), onde a vegetação pode ser influenciada pela elevação do lençol freático, pelas cheias e pela capacidade de água no solo.

Os limites da zona ripícola são difíceis de delimitar, sob o ponto de vista espacial (Lima & Zakia., 2000; Cortes, 2004; Atanasio *et al.*, 2006).

A delimitação espacial da galeria ripícola estende-se lateralmente até ao alcance máximo das áreas saturadas da sub-bacia, incluindo o processo natural de expansão de cabeceiras de drenagem durante os períodos chuvosos (Lima, 2002).

Kobyana (2003) recomenda o uso do termo “zona ripária” para discutir a extensão ou delimitação do espaço e o termo “ecossistema ripário” para discutir os processos que ocorrem nesse espaço, definindo a zona ripária como sendo o espaço tridimensional que contém vegetação, solo e rio (água).

As zonas ripícolas tendem a ser mais estreitas em rios de baixo número de ordem, contrariamente às partes terminais dos cursos de água que são caracterizados por zonas extensas transversalmente e complexas estruturalmente (Cortes, 2004).

Em Portugal e em regiões de clima mediterrânico, a expressão mais utilizada relativa à delimitação do espaço é “galeria ripícola” ou “galeria ribeirinha”, por estar implícita a importância da dimensão longitudinal face à lateral, cuja largura da faixa lateral é normalmente inferior a 10 metros (Aguiar, 2011), ao contrário das florestas ribeirinhas de regiões de clima tropical e subtropical que possuem elevada densidade e extensão lateral (na ordem das centenas de metros) e os “bosques ribeirinhos” de regiões de climas temperados húmidos que apresentam um desenvolvimento lateral intermédio com cerca de 150 metros (Aguiar, 2011). As galerias ripícolas constituem a interface entre os

ecossistemas terrestres e aquáticos, caracterizadas pela grande variabilidade de fatores ambientais, processos ecológicos e comunidades vegetais (Gregory *et al.*, 1992 in Lima, 2002). Ocupam áreas dinâmicas da paisagem, em termos hidrológicos, ecológicos e geomorfológicos (Lima & Zakia, 2000).

Neste estudo optou-se pela utilização do termo galeria ripícola, devido à importância da dimensão longitudinal relativamente à dimensão lateral na bacia hidrográfica do Ardila.

A galeria ripícola, na escala da sub-bacia, inclui as margens e as cabeceiras de drenagem dos cursos de água. É caracterizada pelo habitat dinâmico, pela diversidade e complexidade (Lima, 2002). Pode ser definida como um espaço tridimensional que contém vegetação, solo e rio. Nesta zona, ocorrem processos geobiohidrológicos, isto é, os processos geomorfológicos, biológicos e hidrológicos e as interações entre os respectivos processos (Kobiyama, 2003). Assim sendo, para melhorar ou recuperar a galeria ripícola é necessário considerar o ecossistema terrestre e aquático (Souza & Kobiyama, 2003). Do ponto de vista ecológico, as galerias ripícolas podem ser consideradas como corredores extremamente importantes para o movimento da fauna ao longo da paisagem, e para a dispersão vegetal. Além das espécies tipicamente ripícolas, também podem existir espécies típicas de terra firme, pelo que, desta forma, estas últimas são consideradas como fontes de sementes importantes para o processo de regeneração natural (Triquet *et al.*, 1990; Gregory *et al.*, 1992 in Lima & Zakia, 2000). À escala da sub-bacia, a galeria ripícola é responsável por grande parte do regime ambiental do ecossistema aquático embora essa influência não seja tão evidente na bacia hidrográfica, devido ao tamanho da vegetação ripícola e do canal (rio) (Lima, 2002).

O ecossistema ripícola é o resultado final das interações complexas entre a hidrologia, geomorfologia, solos, luz, temperatura, fogo e toda a variedade de processos ecológicos. Desempenha um papel ambiental importante que é a manutenção dos recursos hídricos, em termos de vazão e de qualidade de água, assim como do ecossistema aquático. Constitui um fator crucial para a manutenção da saúde e da resiliência da sub-bacia, como unidade geoecológica da paisagem (Lima, 2002). A vegetação que ocupa esta zona pode apresentar variações em termos de estrutura, composição e distribuição, decorrentes da dinâmica dos processos fluviais (troços característicos de deposição de sedimentos e de erosão fluvial) ao longo do rio (longitudinalmente) e lateralmente decorrente das condições de saturação do solo, podendo neste caso influenciar a composição das espécies (Lima & Zákia, 2000).

As formações lenhosas típicas de cursos de água temporários são dominadas por espécies de folha persistente, loendro (*Nerium oleander*) ou com adaptações à secura, tamujo (*flueggea tinctoria*) e a tamargueira (*Tamarix africana*) (Aguiar, 2011).

Os processos de erosão, de deposição de sedimentos e de alteração da morfologia da bacia podem ter como origem as diferentes práticas agrícolas e usos do solo (Halbert *in* Boon, 1998). A revegetação poderá não ser eficiente na redução da erosão a não ser que se considere ou se identifique os diferentes processos de erosão que ocorrem na bacia. Para tal, é necessário ter em conta a geomorfologia do local, devendo ser aplicada no contexto da bacia em que se insere (Kondolf, 1998 *in* Boon, 1998).

Na definição dos objetivos e metas da conservação e restauração da galeria ripícola é importante documentar e efetuar um levantamento sobre os tipos de vegetação (Hughes *et al.*, 2005), nomeadamente os padrões de composição e de estrutura (Aguiar, 2011) da área a intervir e da bacia hidrográfica.

A manutenção da integridade do ecossistema ripícola depende muito da aplicação de práticas sustentáveis de gestão à escala da sub-bacia como um todo. O primeiro passo para o planeamento das medidas de proteção ou de restauração da integridade do ecossistema ripícola é a delimitação da extensão da zona ripícola (Lima, 2002), ou seja, delimitação da dimensão espacial, nomeadamente na componente longitudinal, lateral e vertical.

Como referido anteriormente, nos rios mediterrânicos, a galeria ripícola é constituída por faixas de largura reduzida (frequentemente inferior a 10 metros), com uma identidade florística e estrutural caracterizada com espécies adaptadas aos regimes torrenciais e intermitentes de caudais.

A importância da manutenção da galeria ripícola está relacionada com as várias funções que esta desempenha, nomeadamente: função hidrológica, estabilização dos solos, diminuição do escoamento superficial da água, retenção de nutrientes, manutenção das espécies da fauna e flora (Sgrott, 2003), estruturação do vale, diminuição da velocidade de escoamento dos terrenos agrícolas adjacentes (Pereira, 2001), fonte de alimento e abrigo para a fauna terrestre e aquática (Pereira, 2001; Silva, 2003), estabilização de taludes e encostas, manutenção da morfologia do rio e proteção da área de inundação, retenção de sedimentos e nutrientes, diminuição da temperatura da água e do solo, manutenção de

corredores ecológicos, paisagem e recreação, integração de escombros rochosos (Silva, 2003) e ainda manutenção da qualidade da água e estabilidade térmica.

Vários estudos laboratoriais e *in situ* (Sabater *et al.*, 2003; Lamontagne *et al.*, 2005) têm sido desenvolvidos para testar as eficiências de remoção de nutrientes (azoto) com recurso a vegetação ripícola em rios perenes de clima temperado. Recentemente na Austrália, Woodward *et al.* (2009), estudou a remoção de nitrato também em laboratório e *in situ* num rio efêmero, cuja variação hidrológica afecta os factores que influenciam a frequência e a ocorrência da remoção do nitrato e o processo de desnitrificação nas galerias ripícolas. Tal estudo, revelou a capacidade das galerias ripícolas na diminuição da poluição difusa com origem nos compostos de azoto.

### **5.5.2 Estabilidade das margens dos rios**

A vegetação ripícola estabiliza as margens dos rios devido a dois efeitos: mecânico e hidrológico. O efeito mecânico resulta do reforço do sistema radicular, devido às forças de atração que se exercem sobre o solo. O efeito hidrológico verifica-se pela redução da pressão positiva da água nos poros do solo e do incremento da sucção matricial, devido ao facto das plantas interceptarem a água da chuva e aumentam a drenagem do solo. O coeficiente de rugosidade para a vegetação depende se a planta está parcialmente ou totalmente submersa. Estudos efetuados indicam que à medida que aumenta a velocidade existe a tendência de derrube da vegetação reduzindo a rugosidade, por outro lado, a resistência aumenta com a profundidade da vegetação parcialmente submersa e a área de bloqueio cresce até que a vegetação esteja submersa (Cruz & Bono, 2006).

A remoção da vegetação nas margens não só reduz a resistência e a proteção do solo, como reduz a rugosidade hidráulica do leito com o consequente aumento da velocidade do fluxo perto das margens podendo alterar o pico de velocidade sobre a zona (Simon & Collison, 2002).

A vegetação ripícola geralmente é considerada como sendo um auxiliar mecânico para estabilização das margens ou dos declives com efeitos hidrológicos desprezíveis (Coppin & Richards, 1990 *in* Simon & Collison, 2002).

O efeito hidrológico é tão importante quanto o efeito mecânico, pelo que Simon e Collison (2002) sugerem a seleção das espécies de vegetação em função dos seus atributos

mecânicos e propriedades hidrológicas. Estes autores recomendam a mistura de espécies com vista a oferecer maior benefício para o habitat ripícola.

O primeiro passo para o planeamento das medidas de proteção ou de reabilitação da integridade de um ecossistema ripícola é a delimitação da extensão da galeria ripícola. A alteração da (estrutura) vegetação ripícola desencadeia mudanças nos processos do ecossistema ripícola e consequentemente no seu papel ambiental (Lima, 2002).

### **5.5.3 Zonas húmidas**

As zonas húmidas, durante muitos anos eram utilizadas (ocupadas e drenadas) para o desenvolvimento da agricultura. Pelo contrário, atualmente estas zonas são vitais para os cursos de água e vida selvagem, constituindo um recurso paisagístico, com funções de proteção e de melhoria da qualidade da água e do ecossistema aquático e ainda de manutenção da água superficial (armazenamento da água dentro das margens), durante o período seco. A água armazenada nas zonas húmidas é libertada lentamente, permitindo a recarga da água subterrânea, o qual contribui para o caudal superficial durante o período seco (EPA, 2001).

A capacidade que algumas zonas húmidas têm no processo de filtração e, consequentemente, na remoção de nutrientes, promoveu e intensificou estudos científicos (Vymazal, 2007; Lee *et al.*, 2009) relativos à criação de zonas húmidas artificiais para tratar efluentes domésticos, (normalmente como tratamento terciário) e efluentes de suinicultura (Almeida, 2012). Os nutrientes resultantes da aplicação de fertilizantes, do adubo e dos efluentes das águas residuais são na sua maioria absorvidos pelas raízes das plantas e pelos microrganismos do solo.

A zona húmida natural é constituída por vegetação abundante e pouca água, providenciando um habitat diverso de espécies. As plantas aquáticas florescem em ambientes ricos em nutrientes e a energia convertida pelas plantas é transmitida para a cadeia alimentar dos peixes, aves aquáticas e outros animais selvagens assim como para os humanos (EPA, 2001). A construção de zonas húmidas artificiais, similares às naturais para tratar a água das chuvas (enxurradas) pode ser uma solução.



#### **5.5.4 Leito de canas flutuantes**

Os leitos de canas flutuantes são tecnologias desenvolvidas durante o último século para remediação ecológica. É uma tecnologia de baixo custo, de fácil gestão tecnológica e tem sido largamente aplicada em águas eutrofizadas (Sun *et al.*, 2009).

O ecossistema hidrófito (leitos flutuantes e zonas húmidas naturais) desempenha um papel importante na remoção do azoto (Matulewich & Finstein, 1978; Northup *et al.*, 1995; Hamersley *et al.*, 2001; Robert *et al.*, 2003; Sheng & Masaaki, 2008) in Sun *et al.*, 2009. Sun *et al.* (2009) referem que a remoção do azoto por meio de ecossistemas hidrófitos é limitada devido à baixa taxa de crescimento de bactérias desnitrificantes, conduzindo a uma eficiência de remoção de azoto também baixa, num curto intervalo de tempo. Sun *et al.* (2009) realizaram experiências laboratoriais na China, onde introduziram bactérias desnitrificantes imobilizadas e arejamento no leito de canas flutuante, constituindo assim o sistema combinado de leito de canas flutuantes. Obtiveram eficiências de remoção mais elevadas comparativamente com a utilização apenas do leito de canas. Com base nos resultados Sun *et al.* (2009) recomendam a utilização do sistema combinado de leitos de canas flutuantes para o tratamento em rios poluídos (com compostos de azoto).

Zhang *et al.* (2006) estudaram a combinação de plantas aquáticas para a constituição do leito de canas flutuantes (tridimensional). Os leitos de canas flutuantes tridimensionais são utilizados com o objetivo de remover nutrientes em rios com profundidades elevadas. São constituídos por uma jangada malhada tridimensional de bambu atada com cordas, sacos de plásticos onde são plantadas as plantas e colocados e atados nos nós de cada malha. Zhang *et al.* (2006) apesar de terem obtido eficiências de remoção elevada quer para o N total quer para o P total, concluíram que para profundidades superiores a 1 m as plantas submersas não crescem devido à baixa transparência da água. No entanto, referem que este tipo de tecnologia poderá ser utilizado para a reabilitação ecológica dos rios e lagoas e também para controlar a poluição de origem difusa. Esta tecnologia poderá ser utilizada nos troços críticos da bacia hidrográfica do Ardila.

#### **5.5.5 Técnicas construtivas de Eco-engenharia**

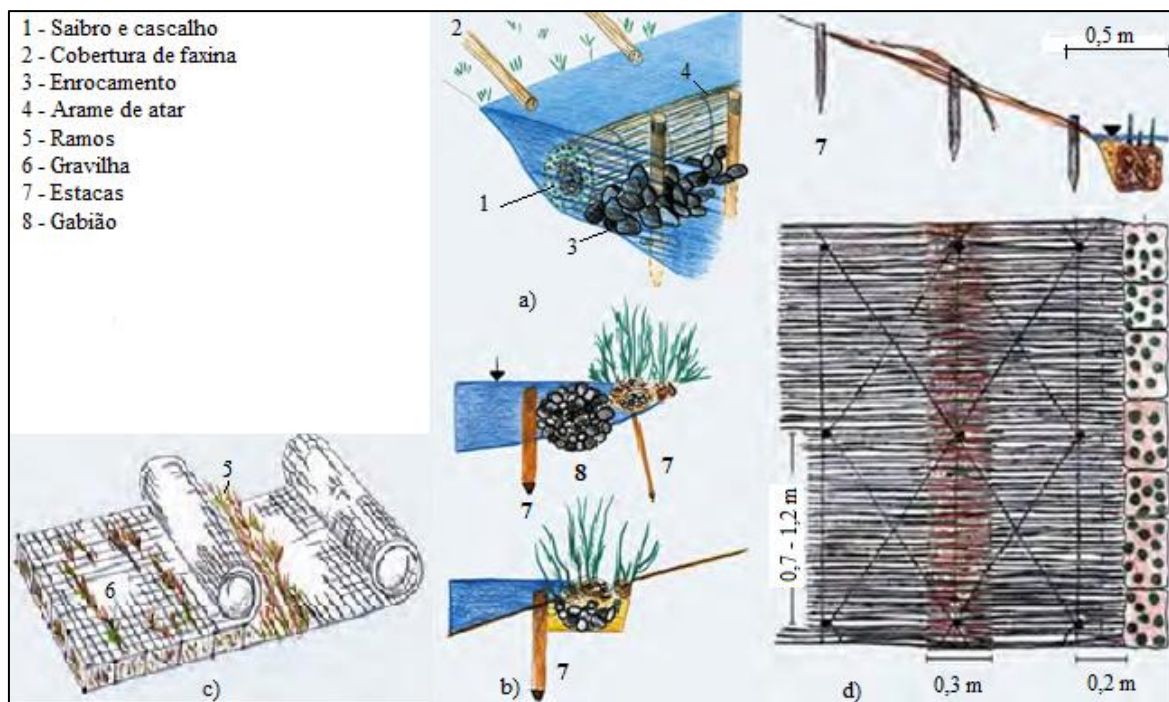
As técnicas construtivas da Eco-engenharia também conhecida por técnicas de Engenharia Biofísica [TEB] permitem que os processos construtivos sejam definidos em função das condições locais do meio, dando importância à ecologia, preferencialmente utilizando

materiais locais e métodos construtivos não agressivos ao sistema, potenciando a funcionalidade ecológica, hidrológica e paisagística. A escolha das técnicas está relacionada com a tipologia dos sistemas (cursos de água) em causa. Na sua maioria os elementos construtivos são plantas ou partes vivas de plantas (sementes de herbáceas e arbustivas, árvores em torrão, rizomas de caniço, estacas e ramagem). São também utilizados geotêxtis, troncos mortos e mantas orgânicas como reforço de estabilidade inicial sobretudo em zonas escarpadas. Estes últimos, ao fim de algum tempo acabam por se degradar e as plantas assumem as funções de proteção (TEB, 2006).

As intervenções no leito do rio devem ter em atenção o dinamismo de escoamento (nível de estiagem, nível médio, nível normal de cheia e nível máximo de cheia), pois, estes vários níveis de escoamento correspondem nomeadamente à altura do escoamento mínimo anual na época estival de menor precipitação, altura média ao longo do ano, altura máxima anual na época de maior precipitação e altura da zona inundável calculada em função de período de retorno (Pereira, 2001).

Pereira (2001) divide as intervenções nos rios em dois tipos: (1) ações destinadas à limpeza do curso de água da vegetação invasora, resíduos, árvores caídas e obstrução por assoreamento; (2) conjunto de transformações efetuadas nos troços para melhorar as condições de escoamento (regularização, retificação do leito e canalização do curso de água), estas últimas com recurso a técnicas de engenharia.

As técnicas de intervenção para a estabilização das margens de rios, para a construção de socacos nos leitos de rios e para efeitos de drenagem utilizam as faxinas, gabiões, rolos de caniço, empacotamento de ramos, cobertura de superfície (Fig. 4), plantação por torrões, enrocamento (Fig. 5), plantação de colmos, torrões de caniço (Fig. 5).



**Fig. 4 Exemplo de técnicas construtivas: (a) faxina; (b) gabiões e rolo de caniço; (c) empacotamento de ramos; (d) cobertura em superfície (adaptado de Pereira, 2001).**

Por definição a faxina significa feixe de ramos atados (Infopédia 2013-2012), por isso é uma estrutura de proteção vegetal, constituída por ramos de espécies arbóreas e arbustivas (Cortes, 2004). Normalmente utiliza-se o salgueiro (Pereira, 2001; Cortes, 2004) ou o freixo (Pereira, 2001) ou a tamargueira (TEB, 2006). O feixe de ramos formado deve ter um diâmetro mínimo de 0,3 m (Sousa, 2005; TEB, 2006). A utilização de faxinas é recomendada em situações com velocidade da corrente inferior a  $3 \text{ m s}^{-1}$ , inclinação do troço de rio inferior a 5% e oscilação do nível da água inferior a 1 m (TEB, 2006). A sua aplicação pode ser para efeitos de drenagem, consolidação das bases das margens de rios e para a construção de socacos no leito de rio (Pereira, 2001).

A faxina (Fig. 4a) pode ser construída com ramos vivos e ramos mortos. Existem três tipos de faxinas: faxina de ramos vivos; faxina de ramos mortos e faxina gabionada.

Gabião e rolo de caniço (Fig. 4b) são constituídos por pedras, terra e rizomas. Estes podem formar um rolo único ou podem estar associados a gabiões estéreis, o que permite assegurar proteção acrescida da margem. O gabião vegetado trata-se de uma caixa de forma prismática rectangular, de rede com malha hexagonal, com enchimento de pedra, cuja função é a contenção de taludes, como muros de suporte (Cortes *et al.*, 2012) e normalmente são utilizados em locais susceptíveis de erosão acentuada.

O rolo de caniço é constituído por estacas de madeira de 1 m, com afastamento de 1-1,5 m e um diâmetro 0,4 m. O rolo é colocado dentro de um canal de secção 0,5x0,5 m, onde se introduz rede, pedra, terra e rizomas na parte superior (Sousa, 2005) (Fig. 4b). Servem para proteger as margens dos cursos de água sujeitos a pequena variação de caudal.

O empacotamento de ramos (Fig. 4c) destina-se a proteger a globalidade do talude, através da cobertura com ramos, com um comprimento superior a 2 m e um diâmetro compreendido entre 0,2 e 0,4 m. É colocado perpendicularmente ao eixo do rio, com a base em contacto com a água (Cortes, 2004). O empacotamento é constituído por camadas sobrepostas de ramos e gravilhas, ancorados por estacas. Constrói-se um troço de margem permeável que consolida com o crescimento da vegetação e com a deposição de materiais. Esta técnica pode ser associada à cobertura de superfície e reforçada com faxinas (Pereira, 2001).

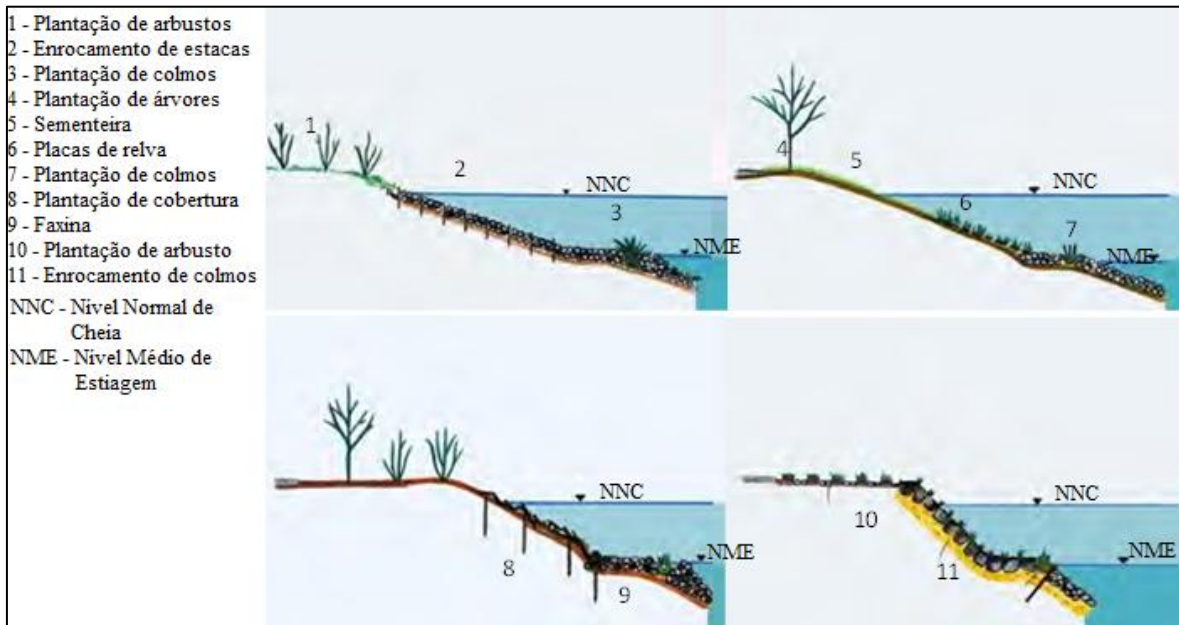
A cobertura em superfície (Fig. 4d) é utilizada nas margens da linha de água para proteção da superfície. Coloca-se perpendicularmente à linha de água, cobrindo toda a superfície a proteger e com a extremidade inferior no curso de água (Pereira, 2001), cerca de 0,2 a 0,5 m (TEB, 2006). A sua ancoragem é efetuada com estacas unidas por cordas ou outro material resistente e biodegradável. A base é reforçada com terra, faxinas, gabiões, caniço ou enrocamento.

O enrocamento (Fig. 4a) e Fig. 5) é utilizado nas bases dos degraus e socacos no leito do rio, sendo necessária a colocação de um filtro (cascalho ou geotêxtil ou cobertor de hastes em rede, de forma a evitar a lavagem do solo e a destruição da construção). Associado ao enrocamento tem-se a plantação por torrões. A plantação deve ser efetuada no início da fase vegetativa e antes da floração (Pereira, 2001).



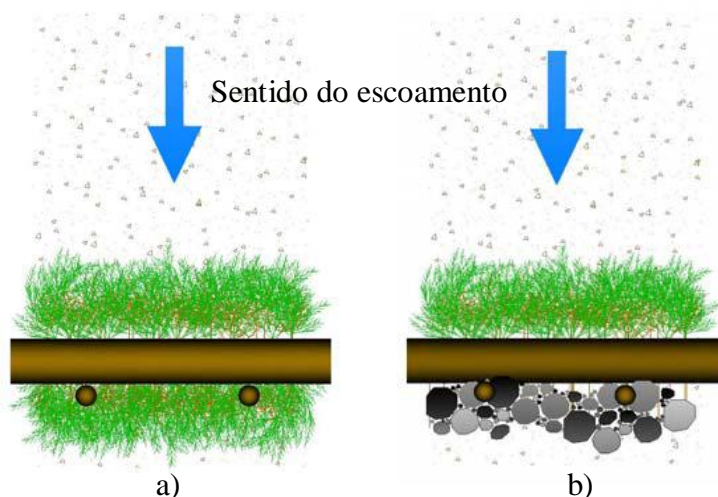
Fig. 5 Exemplo de técnicas de enrocamento e plantação por torrões (adaptado de Pereira, 2001).

Na Fig. 6 apresenta-se esquematicamente a combinação das diferentes técnicas descritas, onde se inclui plantas arbustivas, árvores, sementeira de herbáceas, etc., definidas por Pereira (2001) e TEB (2006) por apresentar maior eficiência para solucionar processos de erosão das margens e potenciar a funcionalidade ecológica, hidrológica e paisagística.



**Fig. 6 Exemplo esquemático dos diferentes tipos de técnicas de reabilitação (adaptado de Pereira, 2001).**

A barragem de correção torrencial (Fig. 6) com ramagem morta é uma obra hidráulica transversal, que é utilizada para controlar a velocidade de escoamento da água e regularizar o leito do rio. Esta técnica normalmente é utilizada em cursos de água com regime torrencial (TEB, 2006). Em termos de aplicação diminui a velocidade de escoamento, retém e acumula sedimentos, reduz a erosão no leito e nas margens, cria zonas de retenção e cria condições para a recolonização de vegetação. No entanto, tem como desvantagem a duração limitada e ser um obstáculo para a ictifauna.



**Fig. 7 Planta esquemática de barragem de correção torrencial a) feixe duplo de ramagem; b) feixe de ramagem e pedra (adaptado de TEB, 2006).**

Tradicionalmente nas intervenções utilizam-se equipamentos mecanizados que promovem impactes significativos no ecossistema, nomeadamente a destruição das galerias ripícolas, alteração dos taludes das margens, com a implementação da secção trapezoidal, deixando a descoberto o solo que fica sujeito à erosão hídrica. Deste modo, a reabilitação e a gestão sustentável do rio deve ser, sempre que possível, efetuada com o mínimo de intervenção de maquinaria pesada. Por isso, a utilização das técnicas da Eco-engenharia, embora sejam morosas e, consequentemente, mais dispendiosas, garantem a funcionalidade hidrológica e ecológica com a menor perturbação possível.

### ***5.6 Exemplos de estudos e projetos de reabilitação em curso em Espanha e Portugal***

Recentemente em Espanha e em Portugal têm sido realizados estudos com vista à elaboração de catálogos, que sirvam de guia a nível nacional. Refiram-se nomeadamente, o catálogo de reservas fluviais de Espanha (Tánogo *et al.*, 2012) e o catálogo de diatomáceas em Portugal continental (Novais, 2011). Relativamente ao catálogo de reservas fluviais numa primeira fase inventariaram os rios, cuja vegetação ripícola estava preservada, na segunda fase identificaram os rios sem caudal regularizado, sem alteração significativa da morfologia e sem alteração da qualidade da água (Tánogo *et al.*, 2012). Quanto ao catálogo das diatomáceas, numa primeira fase Novais (2011) compilou a informação disponível, e numa segunda fase amostrou e identificou as espécies de novos locais de amostragem,

entre os quais, se integram a ribeira de Safara, ribeira de Safareja e rio Murtigão pertencentes à bacia hidrográfica do Ardila.

Os rios nas regiões mediterrânicas são fortemente afetados pela escassez hídrica em termos quantitativos e qualitativos, o que, associado à procura da água constitui o principal constrangimento para se atingir o bom estado ecológico (Tánogo *et al.*, 2012).

No cumprimento da DQA, no que se relaciona com a melhoria do estado das massas de água classificadas abaixo de bom, estão em curso projetos de reabilitação de rios. Refiram-se, nomeadamente, os projetos de reabilitação de rios na Região Hidrográfica do Algarve, com início em 2006: recuperação da Ribeira de Odelouca; aplicação de técnicas de Eco-engenharia na ribeira de Algibre, na ribeira do Álamo e na ribeira da Torre (Pinto, 2010).

Simultaneamente e em parceria Portugal-Espanha, estão a decorrer estudos e projetos de áreas degradadas na Extremadura, Galiza, no âmbito do projeto de recuperação de rios SUDOE Europeu “Ricovert” e do “ProjectoRíos”. O projeto Ricovert tem como finalidade a cooperação territorial nas áreas de proteção ambiental, planeamento e desenvolvimento sustentável incluindo a recuperação de rios no sudoeste europeu. O “projectoRíos” que tem como finalidade principal a “adoção” de um troço de um rio pelos grupos de atores sociais, através do qual se aprende: a valorizar; monitorizar, vigiar e a conservar diferentes troços de rios.

Em Espanha, Tánogo *et al.* (2012), no âmbito do projeto Europeu FORECASTER, avaliaram sessenta (60) projetos de reabilitação de rios promovidos por diferentes instituições e com diferentes objetivos, com a finalidade de avaliar: o êxito do projeto; as pressões antropogénicas e as medidas implementadas na reabilitação. A maioria dos projetos incide no reforço estrutural do rio, ou seja, na recuperação da vegetação ripícola, na remoção de açudes para a passagem dos peixes, sem contudo, considerarem outras ações de melhoria dos processos que ocorrem no rio, nomeadamente no regime de caudal, nas dimensões do canal, na quantidade e na qualidade da água. Tal, também acontece em alguns projetos portugueses, por exemplo, no projeto de reflorestação do Pedrogão (Catita & Ilhéu, 2009). Este projeto foi implementado em Portugal, na área de influência da albufeira do Pedrogão. Consiste na criação de uma galeria ripícola na área envolvente da albufeira, na medida em que a construção da barragem do Pedrogão constituiu uma barreira para a deslocação natural das espécies (Catita & Ilhéu, 2009). Assim, foi considerada essencial a reflorestação na área envolvente à albufeira, na zona de afluência



do rio Ardila (principal tributário). A plantação teve início em 2005 e prolongou-se por mais dois anos até à sua estabilização (Catita & Ilhéu, 2009).

Em Portugal, desde 2005, está em curso, o projeto RIPIDURABLE, que tem como objetivo estimular: o desenvolvimento e a implementação de estratégias de requalificação e utilização sustentável de galerias ripícolas degradadas; o desenvolvimento de estratégias integradas de gestão florestal das zonas ripícolas que tenham em consideração o potencial económico, as características naturais e a importância dos corredores ecológicos. Este projeto inclui também experiências em território espanhol.

Tánogo *et al.* (2012) referem que os estudos de regularização do caudal não foram, ainda, devidamente avaliados, apesar da existência de regulamentação exaustiva de estudos de melhoria ecológica. Estes autores consideram também a necessidade e a importância de haver maior consciência social e mais conhecimento técnico.

As ações de recuperação de rios em regiões mediterrânicas, comparativamente com as regiões temperadas, apresentam um constrangimento adicional no que se relaciona com a melhoria ecológica, devido: à escassez hídrica; à competição do recurso água nas diferentes utilizações; à elevada variabilidade temporal e espacial; à resistência social e política na atribuição de caudais ecológicos; à restrição dos usos da água para a agricultura; assim como a aceitação do público e dos atores sociais relativamente ao caudal ecológico (Tánogo *et al.*, 2012).

Na Tabela 1 apresenta-se o resumo de alguns projetos em curso com vista à recuperação do estado das massas de água e, consequentemente, o cumprimento da DQA. Em comum estes projetos pretendem contribuir para promover a educação ambiental e incentivar a participação pública, contribuindo igualmente para a caracterização de habitats ribeirinhos mediterrânicos.



**Tabela 1- Resumo de projetos de reabilitação de linhas de água, em curso em Espanha e Portugal.**

Nome do Projeto:	Localização da ribeira/rio	Objetivo	Fonte
PROGECO	Ribeira do Algibre (2004-2006)	Aplicar técnicas de Eco-engenharia e elaborar manual de boas técnicas	Pinto, 2010
	Ribeira do Álamo	Aplicar técnicas de Eco-engenharia e elaborar manual de boas técnicas	
	Rota das ribeiras do Algarve (2006-2007)	Recuperar açudes, limpar e regularizar massas de água; criar zonas de lazer e divulgar	
	Ribeira da torre (2009-2011)	Realizar obras hidráulicas no dique, valorizar as margens, estudar e acompanhar as intervenções integradas.	
RICOVER: Centro Tecnológico e Florestal da Catalunha (CTFC), ISA, DGAQA, Junta Extremadura (JE), Águas do Algarve, ARH Algarve	Recuperação de rios no sudoeste europeu	Definir técnicas e metodologias de restauro, definir e implementar estratégias conjuntas de protecção e restauração de rios no Sudoeste europeu,  Elaborar o plano regional  Criar cursos de formação multidisciplinares	INAG IP, 2012
SUDOE: Centro (CTFC), ISA, DGAQualidade Ambiental, JE, Águas do Algarve, ARH Algarve.	Algarve	Definir e implementar estratégias conjuntas de protecção e restauração de rios no SUDOESTE europeu. Requalificar troços na área afectada pela albufeira de Odelouca  Monitorizar ações de restauro (habitat, galeria, peixes e invertebrados); Elaborar a carta de restauro de corredores fluviais do Algarve.	ISA, 2010
RICOVER/SUDOE	Rios da Península Ibérica	Elaborar um guia de espécies bioavasoras nos rios da Península Ibérica	Gestiona Global, 2012
Reabilitação de ribeiras do Concelho de Vila do Rei: CM Vale do Rei/ IA	Ribeira de Vila, Ribeira de Cortellas Ribeira das Trutas	Aumentar a sustentabilidade da biodiversidade; conservar e valorizar a galeria ripícola (qualidade ecológica, estabilidade física das margens e atividades lúdicas).	IA, 2004

**Tabela 1- Continuação Resumo de projetos de reabilitação de linhas de água, em curso em Portugal e Espanha.**

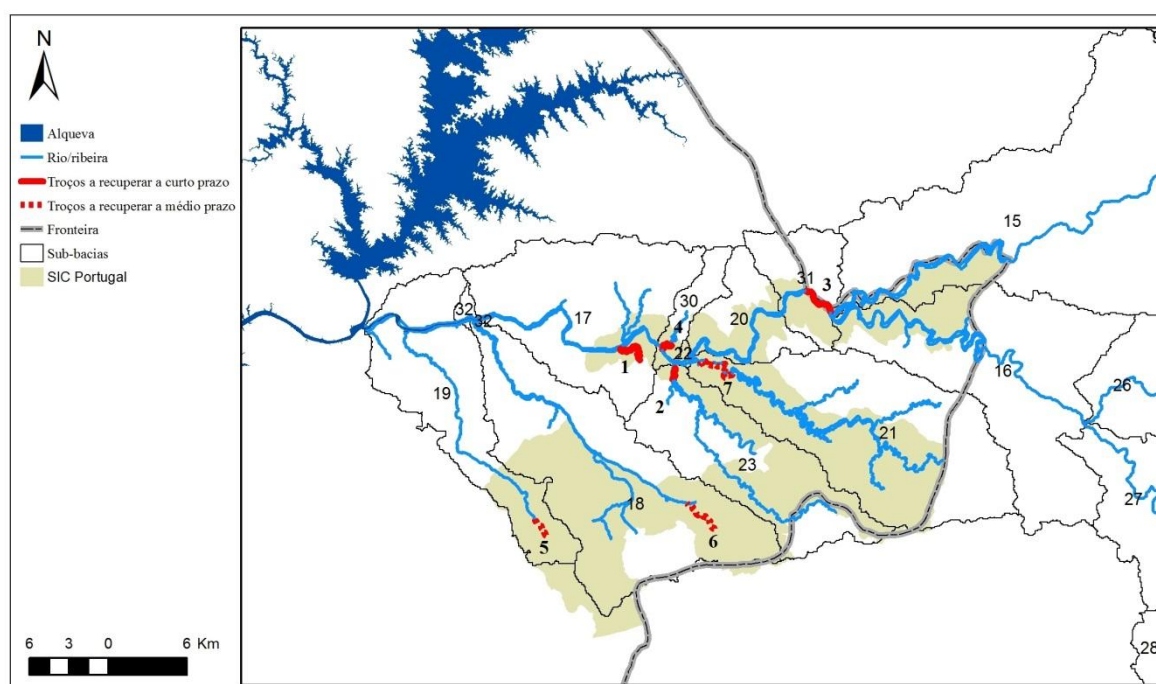
<b>Nome do Projeto: Parceiros</b>	<b>Localização da ribeira/rio</b>	<b>Objetivo</b>	<b>Fonte</b>
Projeto Rios na reabilitação de linhas de água em Portugal	Macedo de Cavaleiros, Paredes, Matosinhos, Valongo, Gondomar, Porto, Vila Nova de Gaia, Ovar, Santa Maria da Feira, Pombal e Oeiras	Promover a educação ambiental, o voluntariado, a conservação dos ecossistemas, conhecer a função dos rios e mostrar os problemas ambientais. Fomentar a participação pública.	Teiga, 2008
"Proyecto Ríos"	Galiza (Espanha)	Incentivar a participação ativa e cidadania critica, mostrar a função dos rios e problemas ambientais associados, incentivar os cidadãos na manutenção dos cursos de água, fornecendo ferramentas para garantir a sua participação.	Pérez, 2008
"Andaríos"	Andaluzia (Espanha)	Promover a sensibilização e valorização dos ecossistemas fluviais; aumentar a consciencialização relativa aos problemas dos rios; promover a avaliação participativa da qualidade ambiental dos rios; promover a participação pública na conservação e valorização do património natural e cultural dos ambientes costeiros.	Castro e Matutano, 2008
"Río Grande. SiempreVivo"	Coín, Malaga (Espanha)	Impedir a construção de um açude no rio Grande, através da participação pública; sensibilizar o público sobre as alternativas propostas pela Nova Cultura Água; envolver o público para aspetos relacionado com a defesa e aproveitamento do rio Grande; estudar e divulgar os valores culturais, etnográficos, hidrogeográficos e ambiental da bacia do rio Grande, Fomentar a proteção do Rio Grande	Urbano, 2008
Experiência de la oficina de participación hidrológica de Cantabria (2006 - em curso)	Cantábria	Obter maior participação pública dos intervenientes na elaboração dos novos planos de bacia hidrográfica. Estimular a participação e dinamizar os processos participativos (mesas redondas, grupos de discussão visita de campo, etc.).	Fernández e Martínez, 2008
FORECASTER (2008-2010)	Espanha	Avaliar os resultados da investigação de estudos de caso na Europa e na Americana do Norte relativamente às respostas ecológicas da degradação hidromorfológica e sua reabilitação.	Tánago et al., 2012

**Tabela 1- Continuação Resumo de projetos de reabilitação de linhas de água, em curso em Portugal e Espanha.**

<b>Nome do Projeto/parceiros</b>	<b>Localização da ribeira/rio</b>	<b>Objetivo</b>	<b>Fonte</b>
RIPIDURABLE (2005)	Paul da Goucha mitigation project -Alpiarça (Portugal)	Mitigar degradação do habitat e interpretar a natureza.	Mendes et al., 2009
RIPIDURABLE (2005-	Reabilitação de Gadum e Almansor - Montemor-o-Novo (Portugal).	Restaurar a ribeira Gadum, restaurar um troço do rio Almansor - Montemor-o-Novo	Pais, 2009
EFMA (2005-2007)	Reflorestação à volta da albufeira do Pedrogão	Reflorestar a área envolvente da albufeira do Pedrogão	Catita e Ilheu, 2009
River Habitat Survey – Caracterização dos ecossistemas fluviais	Ferramentas de avaliação ecológica 2003-2006	Harmonizar os métodos de amostragem biológica; Desenvolver métodos de caracterização de hidromorfologia fluvial; Estabelecer critérios de classificação do estado ecológico (componentes biológicos, químicos; físico-químicos e hidromorfológicos).	INAG IP, 2012
River Habitat Survey (RHS): Sul de Portugal (2009)	Ribeira de Grandola Ribeira do Vascão Ribeira do Vascanito Ribeira de Odeleite	Registar o Padrão natural de um sistema fluvial mediterrânico	INAG IP, 2012
RHS	Ribeira de Odelouca	Caracterizar e inventariar o habitat e as galerias ripícolas	Hughes, 2007

### 5.7 Propostas de reabilitação para a Bacia hidrográfica do Ardila

Relativamente às estratégias de reabilitação de linhas de água na bacia hidrográfica do Ardila há que ter atenção que esta bacia possui uma vasta área superficial e em termos administrativos e territoriais é transfronteiriça, para além de que no território português a bacia do Ardila, envolve três (3) concelhos distintos (Moura, Barrancos e Mourão). De acordo com a literatura de especialidade (Boon, 1992; Cruz & Bono, 2006) a dimensão espacial recomendada em projetos de reabilitação de rios é ao nível da sub-bacia, ou seja abrangendo os troços de rio. Contudo, a avaliação das pressões para a priorização das intervenções nas sub-bacias faz-se à escala da bacia hidrográfica. Perante a constatação da afluência significativa de nutrientes provenientes de Espanha na bacia hidrográfica do Ardila (Durão *et al.*, 2012) e da existência de sub-bacias com cargas de nutrientes elevadas, em território português, consideram-se prioritárias acções de reabilitação, a curto prazo nos troços 1, 2, 3 e 4, a médio prazo nos troços 5, 6 e 7, todos localizados e integrados nas zonas protegidas (ZPE e SIC) (Fig. 8).



**Fig. 8** Proposta dos troços prioritários a reabilitar a curto e médio prazo na bacia hidrográfica do Ardila.

**Troço 1** – Troço barraco da Rocha Grande, integra-se na freguesia de Santo Amador, na sub-bacia 17. Apresenta um comprimento aproximado de 1500 m. É um afluente de primeira ordem do rio Ardila.

A selecção deste troço deve-se ao facto desta sub-bacia: (1) gerar uma carga anual difusa de  $N_{total}$  de 38 t ano<sup>-1</sup> e de P total de 7 t ano<sup>-1</sup>; (2) receber o efluente tratado na ETAR de Santo Amador que descarrega para o barranco da Rocha Grande; (3) despertar um interesse particular aos habitantes desta freguesia, pois nutrem um sentimento de posse relativamente ao rio Ardila (Durão *et al.*, 2012a); (4) inserir-se na RAN. É de se evidenciar a proximidade do rio Ardila à freguesia de Santo Amador, e a existência de uma captação de água no rio Ardila para consumo público. A previsão de uma intervenção local para a regularização do leito e qualificação do espaço envolvente do barranco da Rocha Grande (CM Moura, 2009) constitui também uma oportunidade adicional. Considera-se assim que este troço reúne condições para o desenvolvimento de projeto experimental de reabilitação com o objetivo da melhoria da qualidade ambiental integrada, sustentada e participada, constituindo, também um interessante estudo de caso para a aplicação e implementação das teorias e metodologias de reabilitação de rios degradados.

**Troço 2** – Troço final da ribeira de Safareja que constitui o troço de ligação da ribeira de Safareja ao rio Ardila, integra-se na freguesia de Safara, na sub-bacia 23. Apresenta um comprimento aproximado de 1182 m.

A selecção deste troço deve-se ao facto desta sub-bacia: (1) gerar uma carga anual difusa de  $N_{total}$  de 18 t ano<sup>-1</sup> e de P total de 5,2 t ano<sup>-1</sup>; (2) a existência de duas ETAR nesta sub-bacia (ETAR de Safara Nascente e ETAR de Safara Poente). A ETAR de Safara Nascente descarrega o seu efluente tratado para o barranco Vale dos Azares, enquanto que a ETAR Safara Poente que descarrega o seu efluente no barranco da fonte dos Arcos. Em termos de poluição pontual é de realçar que a ETAR Safara Poente durante o período em análise emitiu sempre um efluente compatível com os valores limites de emissão (Decreto-Lei 236/96 de 1 de Agosto), contrariamente a ETAR de Safara Nascente emitiu um efluente com valores superior aos limites de emissão relativamente aos parâmetros CBO<sub>5</sub>, P<sub>total</sub>, óleos e gordura, sendo por isso, não compatível com a legislação em vigor. Por outro lado, constatou-se que no plano de Bacia Hidrográfica do Guadiana a massa de água (ribeira de Safareja) está classificada no estado medíocre (PGBHRH7, 2011). Este troço reúne condições para a aplicação das técnicas e metodologias de restauração/recuperação com a

utilização de "jangadas" flutuantes, elaboradas com materiais locais e com sementeiras adequadas à região mediterrânica.

**Troço 3** – Troço que faz fronteira entre Portugal e Espanha e que simultaneamente, delimita o norte do concelho de Barrancos, e inclui a ligação do rio Murtega ao rio Ardila; integra-se na sub-bacia 31. Apresenta um comprimento aproximado de 1210 m.

Apesar da carga total gerada de azoto e de fósforo, na sub-bacia 31 não ser ( $N_{total} = 4,5 \text{ t ano}^{-1}$  e  $P_{total} = 0,13 \text{ t ano}^{-1}$ ) significativa a selecção deste troço deve-se à afluência da carga de nutrientes, de origem difusa gerada no território espanhol que corresponde a um total de ( $N_{total} = 380 \text{ t ano}^{-1}$  e  $P_{total} = 50 \text{ t ano}^{-1}$ ), respetivamente para azoto e fósforo (Durão *et al.*, 2012b).

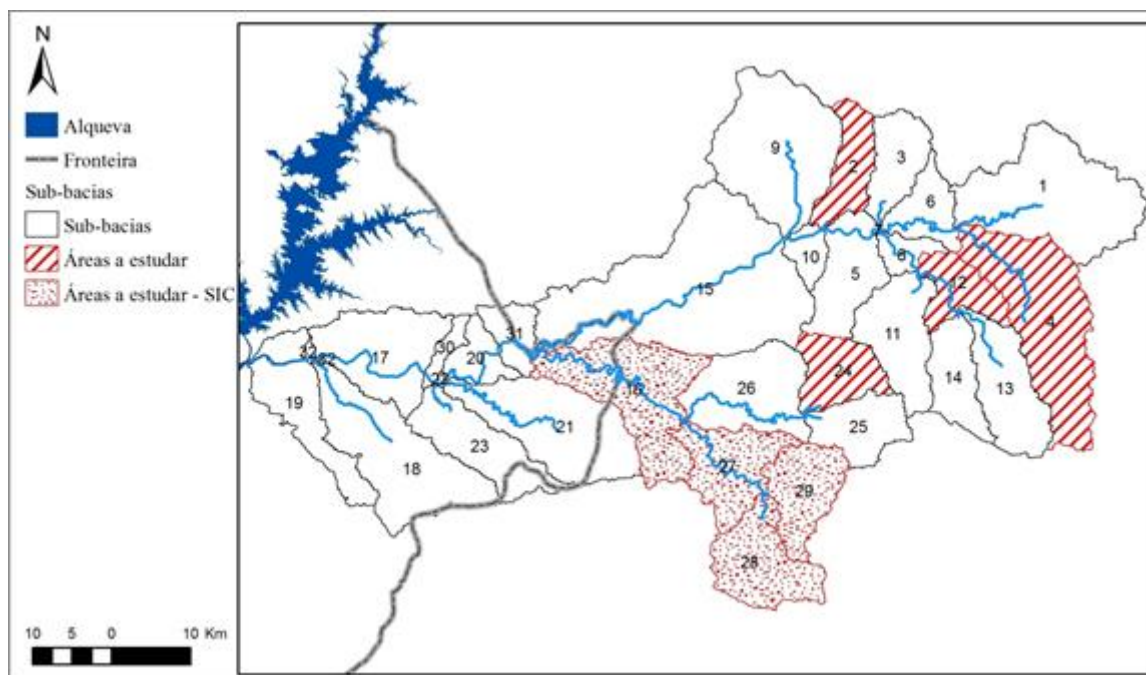
**Troço 4** – Troço localizado na freguesia da Amareleja, integra-se na sub-bacia 30, e apresenta um comprimento aproximado de 1400 m.

A selecção deste troço deve-se à afluência da carga de nutrientes, de origem difusa gerada na sub-bacia que corresponde a um total de ( $N_{total} = 2,41 \text{ t ano}^{-1}$  e  $P_{total} = 0,26 \text{ t ano}^{-1}$ ), respetivamente para azoto e fósforo (Durão *et al.*, 2012b).

Recomenda-se que as acções de reabilitação ou de recuperação de ribeiras ou barrancos, previstas nos planos de pormenor, não sejam intervenções, apenas sob o ponto de vista paisagístico, mas que constitua uma oportunidade para se desenvolver ações e técnicas de reabilitação integrando todas as dimensões.

A médio prazo sugere-se a reabilitação de três troços: **Troço 5** – Troço de cabeceira da ribeira de Brenhas, que se integra na freguesia de Santo Agostinho, na sub-bacia 19. Apresenta um comprimento aproximado de 1660 m; e **Troço 6** – Troço de cabeceira da ribeira de Toutalga integra-se na freguesia de Sobral da Adiça, na sub-bacia 18. Apresenta um comprimento aproximado de 3421 m. Estes dois troços integram-se no Sítio de Interesse Comunitário. As ribeiras (Brenhas e de Toutalga) pertencem ao aquífero Moura-Ficalho (Costa, 2012), e são recarregados pelo referido aquífero, cuja massa de água subterrânea ficou classificada como massa de água subterrânea “Em dúvida” (PGRHIR7, 2011a); **Troço 7** – Troço final da ribeira de Múrtigão, que se integra na sub-bacia 21. Apresenta um comprimento aproximado de 4780 m, e corresponde a uma massa de água classificada como medíocre (PGRHIR7, 2011b).

A avaliação global da bacia hidrográfica do Ardila é independente das divisões territoriais/administrativas. Neste contexto, as bacias hidrográficas transfronteiriças requerem uma abordagem integrada, com especial destaque para as sub-bacias partilhadas. Neste sentido, identificaram-se em território Espanhol algumas sub-bacias que pelas suas características, nomeadamente, cargas de nutrientes elevadas (SB2, SB4, SB12 e SB24) (Fig. 9) e integração simultânea na ZEPA e SIC (SB16, SB27, SB28 e SB29) (Fig. 9), deverão ser alvo de estudos adicionais e projetos de reabilitação, no sentido de contribuir para a definição de prioridades com vista à uma melhoria significativa da água afluente a Portugal e, consequentemente, para uma melhoria do estado das massas classificadas com estado “inferior a Bom”, no último Plano de Bacia do Guadiana (CH Guadiana, 2011). Refira-se também que a massa de água superficial na SB16 em território português, ficou com a classificação “massa de água superficial indeterminada” devido às pressões significativas de origem pontual (PGBHIRH7, 2011) e à não concordância de classificação entre Portugal e Espanha.



**Fig. 9** Área a estudar na bacia hidrográfica do Ardila onde se observou: a) sub-bacias com cargas elevadas de nutrientes; b) sub-bacias integradas no Sítio de Interesse Comunitário (SIC) de nível europeu.

## ***5.8 Considerações finais***

A reabilitação de rios degradados não deve ter como objetivo o retorno à situação prístina, por ser impraticável e não sustentável sob os pontos de vista científico, económico e ecológico. A reabilitação de rios deve ser integrada, autosustentada quer em termos de estrutura quer em termos funcionais, resiliente à variabilidade natural.

Dado que o rio é um ecossistema onde ocorrem vários processos (hidrológicos, geomorfológicos, ecológicos, biológicos) para reabilitar um troço de rio é necessário: (1) dispor de uma equipa multidisciplinar; (2) avaliar a sua estrutura funcional em cinco dimensões (espacial, temporal, conceptual, tecnológica e participativa/presencial); (3) definir os objetivos e prioridades da reabilitação; (4) avaliar os custos inerentes à reabilitação, i.e., estudos de viabilidade e de execução da obra; (5) definir indicadores de avaliação e monitorizar.

Para melhorar o estado de uma massa de água com degradação hidromorfológica, as técnicas de reabilitação normalmente utilizadas incidem: nas galerias ripícolas; na estabilidade das margens; na criação de zonas húmidas, na utilização de jangadas flutuantes no leito do troço de rio e na utilização da Eco-engenharia.

Qualquer intervenção num rio deve ter em atenção o dinamismo de escoamento, considerando as flutuações anuais de nível da água, desde os níveis de estiagem aos níveis de máxima cheia. As intervenções efetuadas com recurso a técnicas de Eco-engenharia utilizam elementos construtivos disponíveis localmente. São constituídas por plantas ou partes vivas de plantas (sementes de herbáceas e arbustivas, árvores em torrão, rizomas de caniço, estacas e ramagem), geotêxtis, troncos mortos e mantas orgânicas. As técnicas construtivas denominam-se: faxinas; gabiões, rolo de caniço; empacotamento de ramos; cobertura em superfície; plantação por torrões, plantação de arbustos, plantação de árvores, sementeira de herbáceas, enrocamento de estacas, barragem de correção torrencial. De acordo com a finalidade pretendida de reabilitação efetua-se a combinação de duas ou mais técnicas.

A reabilitação de rios na Europa, principalmente em Espanha e em Portugal, tem tido um avanço significativo nos últimos anos (a partir de 2006) ao abrigo das orientações Europeia (DQA) e nacionais, para a melhoria da qualidade dos ecossistemas (aquático e terrestre) degradados. Tais projetos pretendem contribuir para a promoção da educação ambiental, participação pública e caracterização de habitats ribeirinhos mediterrânicos.



A definição da prioridade dos troços a recuperar assenta nos objetivos da reabilitação, em função dos resultados da avaliação realizada à escala da bacia hidrográfica (Beechie *et al.*, 2008). Para a bacia hidrográfica do Ardila a avaliação efetuada com recurso ao modelo SWAT, permitiu sem grandes pretensões, identificar o escoamento e, consequentemente, as cargas de nutrientes geradas em cada sub-bacia. Assim, como o principal objectivo do presente trabalho é a definição de estratégias para a melhoria da qualidade da água na bacia hidrográfica do Ardila, é importante, numa primeira fase, identificar as sub-bacias e os troços críticos. Neste sentido, a curto prazo, recomenda-se a reabilitação ambiental integrada e participada de quatro troços: (1) barranco da Rocha Grande (Freguesia de Santo Amador); (2) troço final da ribeira de Safareja (Freguesia de Safara); (3) troço no rio Ardila que faz fronteira entre Portugal e Espanha e que delimita o concelho de Barrancos e (4) Troço final (Freguesia da Amareleja). Os quatro troços apresentam em comum afluências significativas de cargas (orgânicas e de nutrientes) de origem pontual e difusa, e integram-se na zona protegida de nível europeu. O primeiro troço representa também interesse para a freguesia local, assumindo, em consequência, prioridade em ações de recuperação que integrem as cinco dimensões descritas em bibliografia: espacial e temporal, na perspetiva do funcionamento do sistema; tecnológica, na perspetiva da implementação de ações de Eco-engenharia; conceptual e participativa, na conceção da participação dos atores sociais e no interesse que estes demonstram pela utilização da água para usos múltiplos e pelas atividades recreativas e de lazer que o rio proporciona. A uma escala mais alargada de médio e longo prazo, sugere-se a recuperação de dois troços adicionais, nomeadamente um na ribeira da Toutalga e outro na ribeira das Brenhas.

É de realçar a importância da existência de acordos internacionais em países transfronteiriços, no sentido de se caminhar para uma abordagem integrada de reabilitação global de rios internacionais com especial destaque para as sub-bacias partilhadas. Neste sentido, identificaram-se também em território espanhol algumas sub-bacias (SB2, SB4, SB12 e SB24) que pelas suas características, nomeadamente as cargas de nutrientes elevadas, e pela sua integração na zona protegidas (SB16, SB27, SB28 e SB29) deverão ser alvo de projetos de reabilitação. Estas ações contribuirão para uma melhoria significativa da água afluente a Portugal e, consequentemente, para uma melhoria do estado das massas classificadas com estado “inferior a Bom” no último Plano de Bacia do Guadiana (CH Guadiana, 2011); para tal é necessário que as entidades competentes em

ambos os países cooperem no sentido de promover estudos e projetos de recuperação partilhados.

## 5.9 Referências

- Aguiar, F. 2011. Galerias ribeirinhas mediterrânicas – oásis lineares. Instituto Superior de Agronomia. Recuperado em 7 Novembro 2011 de <http://nатурlink.sapo.pt>
- Allinson, S. (2007) You can't not choose: Embracing the role in ecological restoration. *Restoration Ecology*, **15**(4), 601–605.
- Almeida, MA. (2012) Remoção de Compostos de Azoto em Efluente de Suinicultura por Recurso à Fitoremediação. Tese de Doutoramento em Engenharia do Ambiente. Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior Técnico, Lisboa. 188 pp.
- Área de Desarrollo Local [ADL] (2007) Corredor Ecofluvial río Ardila Interior. Diputación de Badajoz. <http://www.extremambiente.es/pdf/ardilainterior.pdf> Acedido 22 Agosto, 2012.
- Attanasio, C.M., Rodrigues, R.R., Gandolfi, S. & Nave A.D. (2006) Adequação Ambiental de propriedades rurais, recuperação de áreas degradadas, restauração de matas ciliares. Universidade de São Paulo. Piracicaba. 66p. <http://www.cepan.org.br/> Acedido 8 Setembro de 2009.
- Ballesterio, T. 2008. A restauração de rios: A experiência dos Estados Unidos da América. University of New Hampshire. US Fish & Wildlife service. Fortaleza, CE, 6 Novembro. <http://www.unh.edu/> Acedido 8 Setembro, 2009.
- Beechie, T., Pess, G., Roni, P. & Giannico, G. (2008) Setting River Restoration Priorities: a Review of Approaches and a General Protocol for Identifying and Prioritizing Actions *North American Journal of Fisheries Management*, **28**, 891–905.
- Boon, P.J. (1992) Essential elements in the case of river conservation. In Boon P.J., Calow P. and Petts G.E. (Eds), *River Conservation and Management*, John Wiley Chichester, 11-13.
- Boon, P.J. (1998) River restoration in five dimensions. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, **8**, 257-264.
- Bradshaw, A. (2002) Introduction and philosophy in Handbook of Ecological Restoration: Principles of restoration, Perrow M.R. and Davy A.J. (Eds), Cambridge University Press.
- Cairns Jr, J. 2002. Rationale for restoration in Handbook of Ecological Restoration: Principles of restoration, Perrow, MR. and Davy A.J. (Eds) Cambridge University Press.
- Câmara Municipal de Moura [CM Moura] (2008) Revisão do Plano Director Municipal de Moura. Fase 1- Volume 2. – Análise e diagnóstico. 63103\_F1\_PDM\_VOL2\_0002.doc
- Castro, R. & Matutano, J. 2008. Programa Andarríos: Voluntariado para la conservación de los ecosistemas fluviales de Andalucía. I Seminario Educación Ambiental y Nueva cultura del Agua. Dirección General de Educación Ambiental y Sostenibilidad. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Fundación Nueva Cultura del Agua. Coín, Málaga Málaga, 16,17 y 18 de Abril. 8-27p

Catita D., Ilheu A. 2009. A public landowner in a rural área: reforestation around the Pedrogão in Sustainable riparian zones: A management guide. Ripidurable. Editores: Arizpe, D; Mendes A.; Rabaça, J. E.Valencia.

CM Moura. (2009) Plano de Pormenor para a Unidade de Planeamento UP1 de Santo Amador. Projecto final – Discussão Pública. Moura.

Confederación Hidrográfica del Guadiana [CH Guadiana]. (2011). Proposta do Plano Hidrológico da Bacia do Guadiana parte espanhola da Região Hidrográfica. Programa editorial 2011 MARM.

Cortes, R.M., Jesus, J.B., Boavida, I., Hughes, S.J. & Varandas, S.G.P. (2012) Programa de requalificação da ribeira de Odelouca: bacia de Arade. Em: J.Camprodon, MT. Ferreira, M. Ordeix (Eds). *Restauro e gestão ecológica fluvial: manual de boas práticas de gestão de rios e ribeiras*. CTFCC e ISAPress.

Cortes, R.M.V. (2004) Requalificação de cursos de água. Documento preliminar Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. <http://home.utad.pt>. Acedido 16 Abril de 2012.

Cruz, M., Bono, J. (2006) Aspectos relevantes de la Interacción entre la vegetación da ribera, la hidráulica y la morfología de cauces. III Congresso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente Agua Biodiversidade e Ingeniería 25-27. <http://www.ciccp.es/> Acedido 11 Maio 2009.

Durão *et al.*, unpublished)

Durão, A., Morais, M.M., Chambe-Leitão P., Brito D., Fernandes R.M. & Neves R. 2012b. Estimation of transported pollutant load in Ardila catchment using the SWAT model. *Journal of Environmental Science and Engineering B*, **1**(10), 1179-1191.

Durão, A., Viegas-Piteira, A., & Morais, M.M. (2012a) Participação de actores sociais na gestão de bacias hidrográficas: Estudo de caso da bacia do rio Ardila. ATAS do VII Congresso Português de Sociologia, Realizado no Porto, 19 a 22 Julho. ST8, Painel Ambiente e Sociedade. Mesa 4: Participação Pública, Desenvolvimento Sustentável e Agenda 21 local, disponível em [www.aps.pt](http://www.aps.pt)

Environmental Protection Agency [EPA] (2001) Wetland restoration. EPA843-F-01-002e. United States. <http://www.epa.gov/> Acedido 21 Agosto, 2009.

Fernández, G.G. & Martínez, A.I. ( 2008) La experiencia de la oficina de participación hidrológica de Cantabria. I Seminario Educación Ambiental y Nueva cultura del Agua. Dirección General de Educación Ambiental y Sostenibilidad. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Fundación Nueva Cultura del Agua. Coín, Malaga Málaga, 16,17 y 18 de Abril 2008. 34-39

Ferreira, MT. (2012) Restauro, reabilitação e gestão fluviais. Em: J.Camprodon, MT. Ferreira, M. Ordeix (Eds). *Restauro e gestão ecológica fluvial: manual de boas práticas de gestão de rios e ribeiras*. CTFCC e ISAPress.

Gestioan Global. (2012) Guía de control de Bioinvasoras vegetales en ríos de la Península Ibérica. Primera convocatoria de proyectos. Programa de Cooperación Territorial. Espaço Sudoeste Europeu 2007-2013.

Holl, K.D., Cairns Jr J. 2002. Monitoring and appraisal in Handbook of Ecological Restoration: Principles of restoration, Perrow M.R. and Davy A.J. (Eds), Cambridge University Press.

Hughes, F.M.R., Colston A. & Mountford, J.O. (2005) Restoring riparian ecosystems: The challenge of accommodating variability and designing restoration trajectories. *Ecology and Society*, **10**(1), 12. <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art12> Accessed 28 September 2012.

Hughes, S.J. (2007) Restauro dos ecossistemas aquáticos. Princípios & Aplicações. Waterlobby. <http://www.isa.utl.paquaticos>. Acedido 8 Setembro, 2009.

- IA. (2004) Reabilitação das Ribeiras da Vila do Rei. Ministério das Cidades Ordenamento do Território e Ambiente. DSUDH-DEA <http://www.inag.pt/inag2004> Acedido 22 Agosto, 2012.
- INAG I.P. (2012) *Relatório de Actividades River Habitat Survey 2009-2011*. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. Instituto da Água, I.P. Departamento de Ordenamento e Regulação do Domínio Hídrico. Divisão de Administração das Utilizações. Lisboa.
- Infopédia. 2003-2012. Enciclopédia e Dicionário da Porto Editora. <http://www.infopedia.pt>. Acedido 22 Agosto, 2012.
- Instituto Superior de Agronomia [ISA]. (2010) Recuperação de rios no SUDOE Europeu. Ricover. Programa de Recuperação Territorial. SUDOE INTERREG IV.
- Kobiyama, M. (2003) Conceitos de zonas ripárias e seus aspectos geobiohidrológicos. Anais I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias Brazil Alfredo Wagner/SC, Florianópolis Santa Catarina 1.
- Lamontagne, S., Herczeg, A.L., Dighton, J.C., Jiwan, J.S. & Pritchard, J.L. (2005) Patterns in groundwater nitrogen conservation in the floodplain of a subtropical stream (Wollombi Brook, New South Wales). *Biogeochemistry*, **72**, 169-190.
- Lee, C., Fletcher, T.D., Sun, G. (2009) Nitrogen removal in constructed wetland system. *Eng. Life Sci.*, **9**(1), 11-22.
- Lima, W.P. 2002. Aspectos hidrológicos da recuperação de zonas ripárias degradadas. Departamento de Ciências Florestais. Palestra apresentada no V Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas. SOBRADE, Belo Horizonte 18-22 Novembro. [www.cemac.ufla.br/](http://www.cemac.ufla.br/) Acedido 11 Setembro 2006.
- Lima, W.P., Zákia, M.J.B. (2000) Hidrologia de matas ciliares. Em: R.R. Rodrigues, H.F. Leitão *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP/ Fapesp, 2000. cap. 3, p.33-44. [http://www.asfagro.org.br/sitet/trabalhos\\_tecnicos](http://www.asfagro.org.br/sitet/trabalhos_tecnicos). Acedido 8 Setembro de 2009.
- Magdaleno, M.E. & Romero M. 2011. Marco metodológico para la restauración fluvial en el nuevo contexto normativo y técnico. *Rev. Montes.*, **107**, 25-30.
- Mendes, A., Faria, C., Fabião, A., Peixo, A.R., Fernandes, R., Ferreira, M.T., Fabião A., Almeida, M.A., Espírito-Santo, D., Hipólito, R., Ferreirinha, J.C., Nunes, V., Céu, J.R. 2009. A single landowner in a rural area: Paul da Goucha mitigation project. In: Sustainable riparian zones: A management guide. Ripidurable. Editores: Arizpe, D., Mendes, A., Rabaça, J. E. Valencia. 220-243.
- Morais, M., Oliveira, M., Pedro, A., Rosado, J., Silva, H. & Serafim, A. (2011). Distribuição de rios temporários em Portugal Continental, XIV Encontro da rede Luso-Basileira de Estudos Ambientais. 12 a 16 Setembro. Brazil.
- Newson, M.D. (2012) From channel to catchment: A 20-year journey for river management in England and Wales. In: P.J. Boon e P.J. Raven, River Conservation and Management, John Wiley & Sons. Chichester.
- Novais, M.H. (2011) Benthic diatoms in Portuguese watercourses. PhD thesis, Universidade de Évora, Évora, Portugal.
- Pais, F. (2009). Several landowners in a rural area: rehabilitation of the Gadum and Almansor. Sustainable riparian zones: A management guide. Ripidurable. Editores: Arizpe, D.; Mendes A.; Rabaça, J. E. Valencia.
- Pereira, A.H. (2001) Guia requalificação e limpeza de linhas de Água. Instituto da Água, Direcção de Serviços e Utilizações do Domínio Hídrico, Divisão de Estudos e Avaliação. Lisboa.

- Pereira, A.L. (2011) Princípios da restauração de ambientes aquáticos continentais. *Boletim da Associação Brasileira de Limnologia*, **39**(2), 1-21.
- Peres, R.B., Mediondo E.M. (2004) Desenvolvimento de cenários de recuperação como instrumento de planeamento ambiental e urbano: bases conceituais e experiências práticas. Seminário NEUR/CEAM, Brasília, DF A questão Ambiental e Urbana: Experiências e Perspectivas. <http://www.eesc.usp.br/> Acedido 13 Agosto, 2012.
- Peréz, R. (2008) Proyecto Ríos: educación y voluntariado ambiental en la conservación de los ecosistemas fluviales. I Seminario Educación Ambiental y Nueva Cultura del Agua. Dirección General de Educación Ambiental y Sostenibilidad. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Fundación Nueva Cultura del Agua. Coín, Málaga Málaga, 16,17 y 18 de Abril. 2-7
- Pess, G.R., Beechie, T.J., Williams, J.E., Whittall, D.R., Lange, J.I., & Klochak, J.R. 2003. Watershed assessment techniques and the success of aquatic restoration activities. *American Fisheries Society*. 185-201. <http://www.nwfsc.noaa.gov/>. Accessed May 13, 2009.
- PGBHIRH7 (2012a.) Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas Integradas na RH7- Parte 2- Caracterização e Diagnóstico. Tomo 4 - Análise de riscos de zonas protegida. Tomo 4A- Peças escritas t09122/04 Edição (após consulta pública - 2012). <http://www.apambiente.pt/> Acedido 19 Agosto, 2012.
- PGBHIRH7. (2012). Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas Integradas na RH7- Parte 2- Caracterização e Diagnóstico. Tomo 4 - Análise de riscos e zonas protegida. Tomo 4C- Anexos. t09122/03 Edição (após consulta pública - Fev.2012) <http://www.apambiente.pt/> Acedido 19 Agosto, 2012.
- PGBHRH7. (2011) Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas Integradas na Região Hidrográfica 6 e 7. Região Hidrográfica 7 – Relatório Técnico para efeitos de Participação Pública. T09112/02. <http://www.apambiente.pt/> Acedido 10 Agosto, 2012.
- PGRHIR7. (2011a). Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas Integradas na região Hidrográfica. Relatório Técnico para efeitos de participação pública. Desenho nº 16 Avaliação do estado final das massas de água subterrânea. TTEPP\_RH7\_16 <http://www.apambiente.pt/> Acedido 10 Agosto, 2012.
- PGRHIR7. (2011b) Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas Integradas na Região Hidrográfica. Relatório Técnico para efeitos de participação pública. Desenho nº 15 Avaliação do estado final das massas de água superficiais. PTEPP\_RH7\_15 <http://www.apambiente.pt/> Acedido 10 Agosto, 2012.
- Pinto, J.E. (2010) Requalificação de ribeiras: projectos em curso na ARH do Algarve. Projecto RICOVER. Seminário Técnico de Controlo de Espécies Exóticas. Universidade do Algarve. Campus da Penha 29 de Abril de 2010. [http://www.arhalgarve.pt/site/parameters/arhalgarve/files/File/upload/Estudos\\_e\\_Projectos/Ricover/JoaoPintoSeminario\\_Exoticas29Abr10.pdf](http://www.arhalgarve.pt/site/parameters/arhalgarve/files/File/upload/Estudos_e_Projectos/Ricover/JoaoPintoSeminario_Exoticas29Abr10.pdf). Acedido 2 Março, 2012.
- Plan Hidrológico [PH] (2009) Demarcación Hidrográfica del Guadiana. Contaminación difusa en RIPIDURABLE. sd. [http:// www.ripidurable.eu/iten1.php?lang=1pi](http://www.ripidurable.eu/iten1.php?lang=1pi). Acedido 10 de Março 2013.
- Sabater, S., Butturini, A., Clement, J.C., Burt, T., Dowrick, D., Hefting, M., Maitre, V., Pinay, G., Postolache, C., Rzepecki, M. & Sabater, F. (2003) Nitrogen removal by riparian buffers along a European Climatic gradient: patterns and factors of variation. *Ecosystems*, **6**, 20-30.

- Sgrott, E. 2003. Fitossociologia da zona ripária no Estado de Santa Catarina. Anais. I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias Brazil. Alfredo Wagner/SC – 22/09/2003:14-39 Florianópolis Santa Catarina. 1.
- Silva, L.C. (2010) Manejo de rios degradados: uma revisão conceitual. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **3**, 23-32
- Silva, R. 2003. Estimativa de largura de faixa vegetativa para zonas ripárias: uma revisão. Anais I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias Brazil. Alfredo Wagner/SC – 22/09/2003: 74-86 Florianópolis Santa Catarina. 1.
- Simon, A., Collison, A.J.C. (2002). Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms*, **27**, 527-546.
- Sousa, R. (2005) Requalificação Biofísica e paisagística dos troços do rio Lis e do rio Lena. Trabalho de fim de curso em Engenharia Biofísica. Universidade de Évora. Évora.
- Souza, D., Kobiyama M. (2003) Ecoengenharia em zona ripária: Renaturalização de rios e recuperação de vegetação ripária. Anais I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias - Alfredo Wagner/SC – 22/09/2003: 121-131, Florianópolis Santa Catarina
- Sun, L., Liub, Y. & Jin, H. (2009) Nitrogen removal from polluted river by enhanced floating bed grown canna. *Ecological Engineering*, **35**, 135–140.
- Tánogo, M.G., Jalón, D.G., & Romáin, M. (2012) River Restoration in Spain: Theoretical and Practical Approach in the Context of the European Water Framework Directive. *North American Journal of Fisheries Management*, **28**(3), 891-905.
- Tánogo, M.G., Lastra, D.G. (2001) Restauración de ríos y riberas. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Fundación Conde del Valle de Salazar. Ediciones Mundi-Prensa. 319p. Madrid
- Técnicas de Engenharia Biofísica [TEB]. (2006) 2º Workshop de Técnicas de Engenharia Biofísica, Parque Florestal de Monsanto, Lisboa 11 e 12 Março. <http://engenhariaverde.planetaclix.pt/pdf/programaworkshop.teb.pdf>. Acedido 27 Agosto 2012.
- Teiga, P. (2008) Projecto Rios: Na reabilitação de linhas de água em Portugal. I seminário Educación Ambiental y Nueva del Agua. Dirección General de Educación Ambiental y Sostenibilidad. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Fundación Nueva Cultura del Agua. Coín, Málaga, 16,17 y 18 de Abril. 47-64.
- United Nations Environment Programme Global Environment Monitoring System [UNEP GEMS]. (2006). Water Quality for Ecosystem and Human Health. <http://www.gemswater.org/> Accessed October, 26.
- Urbano, SS (2008) Río grande: Siempre vivo. I Seminario Educación Ambiental y Nueva cultura del Agua. Dirección General de Educación Ambiental y Sostenibilidad. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Fundación Nueva Cultura del Agua. Coín, Malaga Málaga, 16,17 y 18 de Abril. 40-46.
- Vymazal, J. (2007) Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ*, **380**, (1-3) 48-65.
- Woodward, K.B., Fellows, C.S., Conway, C.L. & Hunter, H.M. (2009) Nitrate removal, denitrification and nitrous oxide production in the riparian zone of an ephemeral stream. *Soil Biology & Biochemistry*, **xxx**: 1–10 (in press).

Zhang, Y., Wu, X. & Zhang, Y. (2006). Application of complicated floating-bed for pre-reservoir non-point source pollution control projects. Proceedings of the 7<sup>th</sup> International Conference on Hydrosience and Engineering Philadelphia, USA September 10-13.





## Capítulo 6. Considerações finais e recomendações

---



A necessidade de se evitar a degradação da qualidade da água nos rios passa pela avaliação dos fenómenos e pressões que ocorrem na BH, já que esta é a unidade fundamental de gestão. No entanto, as medidas de proteção, valorização e de reabilitação das massas de água devem ser efetuadas ao nível da sub-bacia, numa abordagem direcionada para a sustentabilidade ambiental, social e económica integrada e participada.

O rio Ardila foi identificado como sendo um dos pontos críticos do sistema Alqueva-Pedrogão. Neste sentido, no presente trabalho, avaliaram-se: (1) as pressões antropogénicas existentes no concelho de Moura; (2) o escoamento e as cargas geradas na BH do Ardila com recurso ao modelo SWAT; (3) as perceções e opiniões dos atores sociais sobre as atividades desenvolvidas e as alterações do uso do solo, com repercussões na qualidade da água no rio e a sua participação nas ações de gestão, apenas no território português; (4) culminando com a discussão conceitual em torno da gestão e reabilitação de rios degradados e das metodologias utilizadas em várias partes do mundo e a identificação dos troços a recuperar a curto e médio prazo na bacia hidrográfica do Ardila, em território português. O objectivo geral foi contribuir com propostas estratégicas que visem a melhoria da qualidade da água na bacia hidrográfica do Ardila e, consequentemente, no sistema Alqueva-Pedrogão.

A BH do Ardila é transfronteiriça, ocupa uma área superficial de cerca de 3711 km<sup>2</sup>, desenvolve-se maioritariamente (78%) no território espanhol e conta com uma população total residente aproximada de 43300 habitantes. Integra-se parcialmente na Zona de Proteção Especial, nos Sítios de Interesse para a Conservação de nível Europeu. Esta bacia também se integra na RH7 e na ecorregião Mediterrânica. As características particulares (clima e paisagem Mediterrânica), constituem um refúgio importante para a biodiversidade e fonte de alimento, pelo que o rio Ardila é um corredor ecológico de suporte para o habitat. A existência de captação de água para abastecimento de água para consumo humano a algumas freguesias do concelho de Moura, faz com que o rio Ardila seja classificado nos actuais Planos de Bacia Hidrográfica como zona protegida de origem superficial para produção de água para consumo humano.

Para se atingir o bom estado ecológico e químico em 2015, na bacia hidrográfica do Ardila, parece fundamentada com a realização da presente tese, a necessidade de se

implementar medidas que minimizem a entrada de nutrientes prejudiciais, não só para o ecossistema rio mas também, para o sistema Alqueva-Pedrogão situado a jusante.

O SWAT foi utilizado para simular o escoamento e a carga de nutrientes gerados na bacia em estudo. A calibração e validação dos resultados de escoamento foram efetuadas através da comparação entre os valores observados e modelados e com recurso aos parâmetros estatísticos (coeficiente de correlação ( $R^2$ ) e o “Nash-Sutcliffe model efficiency” (NSE) ou seja o coeficiente da eficiência do modelo). Os resultados (Durão *et al.*, 2012) apresentaram uma boa correlação para os anos hidrológicos compreendidos entre 1949 a 1958 ( $R^2 = 0,59$ ; NSE = 0,75), entre 1962 a 1972 ( $R^2 = 0,84$ ; NSE = 0,89) e para o período compreendido entre 1988 e 1994 ( $R^2 = 0,74$ ; NSE = 0,91). Relativamente à carga média de nitratos obtiveram-se fracas correlações ( $R^2 = 0,42$ ; NSE = 0,25), embora estes resultados tenham apresentado um comportamento sazonal típico, com concentrações e cargas elevadas nos meses húmidos e concentrações e cargas baixas nos meses secos. Quanto à carga média de fósforo dissolvido foram razoáveis ( $R^2 = 0,47$ ; NSE = 0,45), tendo apresentado um bom ajustamento para os meses de verão nos anos hidrológicos 1996, 1997 e 1998 quer para a concentração de nitrato quer para a concentração do P dissolvido contrariamente no outono e inverno o modelo subestimou as concentrações de ambos (nitrato e P dissolvido). O presente estudo demonstrou que a maior percentagem de carga de nutrientes (N e P) é proveniente de Espanha cerca 72% e 59% do total gerado (carga de  $N_{total} = 612 \text{ t ano}^{-1}$ ; carga de  $P_{total} = 86 \text{ t ano}^{-1}$ ) na bacia hidrográfica do Ardila. Esta situação também é evidenciada na proposta de Plano Hidrológico do Guadiana, da parte espanhola da Região Hidrográfica, onde a massa de água superficial em estudo (rio Ardila) no território espanhol é classificada como "Pior do que Bom" (CH Guadiana, 2011). Paralelamente os resultados dos inquéritos aos diferentes atores sociais referiram que a degradação da qualidade da água do rio Ardila é resultante e proveniente do lado espanhol, tendo, no entanto, a noção de que o mau funcionamento das ETAR e determinadas práticas agrícolas contribuem também para a diminuição da qualidade da água. No Sul de Espanha o desenvolvimento acentuado conduz à procura significativa de água para regadio e à utilização de agricultura intensiva, o que promove maior retenção de água e escorrências com repercussões a jusante, ou seja, no território português e, consequentemente, no sistema Alqueva-Pedrogão. O que evidencia a importância de se incentivar os contactos e as parcerias entre Portugal e Espanha, com o objetivo de minimizar os impactes das alterações do uso do solo na bacia do Ardila a médio longo prazo.

O modelo SWAT revelou ser um bom instrumento para avaliar o escoamento gerado numa BH e para a quantificação das cargas após a validação do escoamento. Obtém-se melhores resultados para dados de séries temporais mais longas e para maior número de estações de precipitação (p) real, já que a p é a variável climatérica com maior influência no caudal. Por isso, os resultados evidenciaram melhoria nos parâmetros estatísticos, com a inclusão de mais uma estação de p (Amareleja e Badajoz) na base de dados de entrada no modelo. Por exemplo, entre 1988 e 1994 as correlações para dados de entrada só com uma estação de p passaram de  $NSE=0,91$ ;  $R^2=0,74$  para  $NSE=0,97$ ;  $R^2=0,91$ . Demonstraram também que a variabilidade do escoamento está diretamente associada ao regime de precipitação com reflexos na qualidade da água. A carga de nutrientes nos anos hidrológicos húmidos é mais elevada do que nos anos secos, tendo-se observado por exemplo cargas de  $P_{total_{húmido}}$  ( $73 \text{ t ano}^{-1}$ ) trinta e duas vezes (32) vezes mais elevadas do que o observado nos anos secos  $P_{total_{seco}}$  ( $2,3 \text{ t ano}^{-1}$ ) (Durão *et al.*, unpublished). Evidenciaram a variabilidade anual e sazonal característica de rios temporários, com interrupção de caudal nos meses secos e valores elevados nos meses húmidos. Uma parte significativa do caudal fica retida em Espanha, embora, o volume total de barragens e açudes construídos a montante (em Espanha) não perfaça a totalidade do volume de água retido. Por isso, a água armazenada associada às características geológicas cársicas podem contribuir para o aumento da temporalidade do rio Ardila. As simulações confirmaram a tendência da qualidade da água do rio Ardila ser classificada como muito poluída.

Apesar da maior disponibilidade de água promovida pelo EFMA levar à alteração do sistema de produção agrícola de culturas de sequeiro para culturas de regadio referido na revisão do PDM de Moura (CM Moura, 2008) e de acordo com a simulação efetuada, considerando para o cenário 1- o uso do solo de acordo com o mapa Corine e para o cenário 2 a alteração do uso do solo nas SB18 e SB19 para uma dotação constante de 50 mm, auto-fertilização (28% N, 10% P, 10% K) e rotação da cultura de um ano, os resultados demonstraram:

- (1) que os usos e a textura do solo interferem na carga de N associada ao escoamento subterrâneo, lateral e superficial, pois, no caso em estudo e para o cenário 1, verificou-se maior contribuição da carga anual de N, associada ao escoamento superficial (runoff), cerca de 70% e 65% para as SB18 e SB19 respetivamente. Estas SB apresentam textura fina e, consequentemente, promovem o arrastamento da carga de N associado ao escoamento superficial. Contrariamente, nas SB7 e SB30 a carga de N

está associada à água subterrânea cerca de 90% e 85% respetivamente para cada SB, onde a textura do solo é grossa e média respetivamente, ou seja mais permeável, permitindo então maior infiltração;

- (2) um incremento anual por hectare de carga de azoto de cerca de 95% para o cenário 2 nas SB18 e SB19, comparativamente com o cenário 1, para as mesmas SB;
- (3) que o uso do solo para fins agrícolas exerce uma influência na carga de N, o qual pode ser atribuído à aplicação de fertilizantes;
- (4) que a carga anual de fósforo em todas as SB ( $\geq 97,2\%$ ) para os dois cenários está associada na sua totalidade ao escoamento superficial. Esta situação é normal porque o P não costuma sofrer lixiviação, e consequentemente, fica retido na camada superficial do solo. A sua disponibilidade depende das práticas agrícolas (Kirsch *et al.*, 2002), por isso, não se observou qualquer incremento de carga anual de P entre a simulação 1 e 2. A explicação deste resultado requer estudos adicionais, na medida em que no caso em estudo utilizou-se apenas a auto-fertilização. Este resultado pode refletir que a quantidade de auto-fertilizante adicionado tenha sido na quantidade que a planta utilizou, não sobrando nada para ser transportado. Por isso, recomenda-se a realização de mais simulações, com a utilização efetiva das quantidades de fertilizante aplicado pelos agricultores da bacia hidrográfica do Ardila, assim como das suas práticas agrícolas.

O inquérito por questionário realizado *online* a diferentes grupos de atores sociais aplicado apenas à parte do território português, indica que os inquiridos na sua maioria, com a construção do EFMA, não alteraram as suas práticas agrícolas, mantendo-se predominantemente a agricultura de sequeiro associada a pecuária extensiva, contrariamente às expectativas esperadas e referidas na revisão do Plano Diretor Municipal de Moura (CM Moura, 2008), onde se previa a alteração das práticas agrícolas para regadio e sobretudo a alteração da espécie do olival. Contudo, é possível que a longo prazo tal possa vir a ocorrer.

Numa altura em que se encontrava em desenvolvimento/discussão pública dos Planos de Bacia Hidrográfica (2011/2012) e que a política Europeia em termos dos planos de gestão de recuperação de massa de água para atingir o bom estado ecológico, incentiva a participação e o envolvimento do público ou de grupos de atores sociais, constatou-se que

a participação dos inquiridos na discussão do PGBHR7 foi muito fraca (11% do total de inquiridos). Este estudo mostrou que as pessoas não participam por falta de informação e de conhecimento sobre as questões ambientais. Por isso, considera-se importante que as entidades públicas forneçam informação regular sobre os planos de gestão da BH. Por outro lado, a falta de hábitos de participação institucionalizados leva a considerar a necessidade das instituições centrais e locais do Estado reforçarem a informação e a qualificação dos atores e adoção de metodologias participativas orientadas no quadro de uma análise estratégica de atores. A metodologia do inquérito por questionário adotada constitui um passo importante para fornecer informação relativa à identificação dos problemas e necessidades existentes, indispensável a um adequado e atualizado diagnóstico. Contudo, existem análises e metodologias participativas que possibilitam ir mais longe no efetivo envolvimento dos atores na definição das estratégias e medidas de proteção e de utilização sustentável do recurso água e negociadas em torno de compromissos partilhados entre os atores sociais.

As metodologias de reabilitação de uma massa de água degradada assentam em 5 dimensões (espacial, temporal, conceptual, tecnológica e presencial/participativa). Embora a identificação do estado de degradação de rio seja efetuada ao nível da bacia hidrográfica, as ações de planeamento e de reabilitação de um rio (mesmo para a melhoria da qualidade da água) deve ser feita à escala do troço e preferencialmente com o envolvimento dos atores sociais em todas as etapas de planeamento e de execução do projeto. O processo de reabilitação não é tarefa fácil, pois é necessário congrega vários saberes e várias tecnologias, para além da definição clara dos objetivos da intervenção. Este processo tem sempre um carácter experimental, sendo, portanto, necessário efetuar uma gestão adaptativa (Pess *et al.*, 2003; Hughes, 2007; Newson, 2012), pois a seleção e implementação das técnicas de reabilitação devem ser ajustadas ao local, podendo ser alteradas mesmo durante o decorrer do processo de implementação. Para o efeito, pode-se apostar na Eco-engenharia onde nos processos construtivos se utilizam preferencialmente materiais locais e métodos construtivos não agressivos ao sistema, potenciando assim, a funcionalidade ecológica, hidrológica e paisagística. Existem vários tipos de intervenção para reabilitar troços de rio degradados, nomeadamente, na galeria ripícola, criação de zonas húmidas e muito recentemente a utilização de plataformas flutuantes.

A galeria ripícola constitui a interface entre o ecossistema terrestre e aquático, desempenha várias funções (físicas, biológicas, ecológicas, paisagísticas, sociais e económicas)

importantes na manutenção da qualidade da água, nomeadamente: estabilidade dos solos e térmica das margens, regularização dos regimes hídricos, diminuição da velocidade de escoamento na área envolvente, proteção dos taludes, etc.

O rio é um ecossistema onde ocorrem vários processos (hidrológicos, geomorfológicos, ecológicos, biológicos), por isso, a recuperação deve ser efetuada por uma equipa multidisciplinar, com o estabelecimento de objetivos e prioridades. Qualquer ação de recuperação requer também a avaliação dos custos relativos aos estudos de viabilidade como de execução da obra, sendo também fundamental a avaliação permanente do troço recuperado ou seja a monitorização. Para isso, deve-se definir os indicadores de avaliação e envolver a participação dos atores sociais em todas as fases do processo (desde o planeamento, às intervenções) de reabilitação e de manutenção (pós avaliação).

Os princípios teóricos e metodológicos de reabilitação de rios propostos no início da década de 90 (Conferência sobre a Conservação de Rios) têm tido uma larga aplicação e aperfeiçoamento. No que se refere ao diagnóstico, a utilização de modelos matemáticos e de sistemas de informação geográfica, representam uma mais-valia na fundamentação das intervenções. Contudo, as técnicas de intervenção definidas na década de 90, mantêm-se na sua essência (Newson, 2012). O que prova que os argumentos que sustentavam os princípios teóricos de reabilitação de rios se mantêm atuais.

Deste modo, para a BH do Ardila recomenda-se as seguintes estratégias para a melhoria da qualidade da água:

- (1) A curto prazo a melhoria do funcionamento das ETAR do concelho de Moura: (a) a otimização das Valas de Oxidação da ETAR de Safara Nascente; b) a implementação de tratamentos terciários nas restantes ETAR; c) a identificação da proveniência destes óleos (i.e. queijarias artesanais, industrias) nas ETAR, por forma à implementação de regras restritivas relativamente à admissão das águas residuais no coletor municipal ou à integração de desengordurador no processo de tratamento das ETAR;
- (2) a curto prazo a reabilitação de 4 troços: barranco da Rocha Grande; troço final da ribeira de Safareja; do troço que delimita a fronteira Portugal-Espanha e o norte do concelho de Barrancos e troço de Amareleja;
- (3) a médio prazo a reabilitação de 3 troços: ribeira das Brenhas, ribeira de Toutalga e ribeira de Múrtigão.

É de realçar que alguns planos de pormenor contemplam ações de reabilitação de ribeiras/barrancos, por isso, recomenda-se que essas intervenções não sejam apenas sobre o ponto de vista técnico (paisagístico), mas que constitua uma oportunidade para desenvolver uma recuperação/reabilitação integrando as diferentes dimensões (espacial, temporal, tecnológica (Eco-engenharia), conceptual, presencial/participativa).

### **Propostas de trabalho futuro**

Para dar continuidade a este estudo recomenda-se:

- (1) a restituição dos resultados aos inquiridos para aprofundar o conhecimento e aumentar o seu interesse em participar;
- (2) a realização de ensaios laboratoriais e *in situ* com a utilização de jangadas flutuantes e a utilização das técnicas de Eco-engenharia mais adequadas às condições locais dos troços identificados como prioritários a curto prazo na bacia hidrográfica em estudo;
- (3) a adoção de troços da bacia com um comprimento de 1000 m e com largura variável, já que esta depende fundamentalmente dos níveis de máxima cheia, para desenvolvimento experimental de recuperação integrada multidisciplinar nas várias dimensões e a adoção de técnicas construtivas de eco-engenharia, incluindo a identificação por inventário das espécies arbustivas e arbóreas no corredor fluvial (incluído o leito e margem);
- (4) a simulação das cargas pontuais (incluindo as localizadas no território espanhol) e a avaliação do caudal ecológico;
- (5) a elaboração de estudos e projetos de reabilitação de rios em parceria internacional Portugal-Espanha, sobretudo para as sub-bacias partilhadas.

Espera-se que este trabalho possa contribuir para um melhor conhecimento da BH do Ardila e constituir um ponto de partida para apoiar a investigação e ações de recuperação de rios/ribeiras numa perspetiva integrada de gestão ambiental e social.



## **6. 1 Referências**

Câmara Municipal de Moura [CM Moura]. (2008) Revisão do Plano Diretor Municipal de Moura - Fase 1- Análise e Diagnóstico, volume 2- Sistema biofísico e Ambiental: VOLUME II - Sistema Biofísico e Ambiental. Moura.

Confederación Hidrográfica del Guadiana [CH Guadiana]. (2011). Proposta do Plano Hidrológico da Bacia do Guadiana parte espanhola da Região Hidrográfica. Programa editorial 2011 MARM

Durão, A, Morais, M.M, Serafim, A., Brito, D. (unpublished) Modeling discharge and water quality in a temporary river basin using SWAT model.

Durão, A., Morais, M.M., Chambel, P., Brito, D., Fernandes, R.M. & Neves, R. (2012) Estimation of transported pollutant load in Ardila watershed using the SWAT model. *Environmental Science and Engineering B*, **1**(10), 1179-1191.

Hughes, S.J. (2007) Restauro dos ecossistemas aquáticos. Princípios & Aplicações. Waterlobby. <http://www.isa.utl.pt> Acedido 8 Setembro, 2009.

Kirsch, K., Kirsch, A., Arnold, J.G. (2002). Predicting sediment and phosphorus loads in the Rock River Basin using SWAT. Trans., ASAE **45**(6), 1757– 1769.



## **Anexos**



## **Apêndice**



Identificação (idade, sexo, escolaridade) (1)

Onde desenvolve a sua principal actividade (1)

Agricultura  
Viticultura  
Olivicultura  
Agropecuária (1)

Agroturismo  
Câmara Municipal  
Junta de Freguesia  
Bombeiros  
Escuteiros  
Associação de desenvolvimento local  
Empresa privada  
Admi. Central a nível local  
Outro (1)

A1 5-1-; 5-2 (2)  
Também é:

Agro-turismo  
Bombeiro  
Não se aplica (2)

Agricultor  
Agropecuária  
Viticultor  
Pecuária (2)

Olivicultor (2)

Anexo 1 (7)  
A1-1  
A1-1a  
A1-1b  
A1-1c

S

N

A1-1d  
Nome ribeiro (8)

A1-1 d1 (9)

Animais

Agricultura

A3-2; A3-9a  
Animais (26)

Anexo0 (6)

a A3-10; A3-12 (27)

6- Para que serve o rio Ardila 6-8a (3)

Perspectivas A2-6; A2-7 (23)

Pertence à administração Local (31)

S

N

Plano de actividades (32)

9- Usos do rio Ardila 9a (4)

10- Actividades à volta do rio Ardila 10a;13 (5)

Qualidade a que responde (33)

N

S

Disponível para ser contactado

FIM

Contacto (34)

A0 Olival

A0 Vinha

A0 Outro

A0 só tem animais

Alteração praticas A2-1e (17)

A1-5g (14)

S/N

A4 (29)

6- (3)

A2-2; A2-2e (18)

A2-3; A2-4 (19)

tem lagar

N

S

P1 A2-5d;A2-5e S/N (21)

P A2-4a; A2-5c (20)

S

A1-2 (10)

S

N

A1-4; A1-4d (12)

A1-3; A1-3d (11)

A1-5; A1-5f (13)

6- (3)

N

A: anexo; S: sim; N: não; (nº): página